



Testes de Maturação Aplicados a Matrizes Bioestabilizadas

Raquel Varagilal de Oliveira

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente

Orientadora: Professora Doutora Ana Cristina Ferreira da Cunha Queda

Júri:

Presidente: Doutor Ernesto José de Melo Pestana de Vasconcelos, Professor Catedrático do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Vogais: Doutora Elizabeth da Costa Neves Fernandes de Almeida Duarte, Professora Catedrática do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa;

Doutora Ana Isabel Espinha da Silveira, Professora Auxiliar da Faculdade de Ciências e tecnologia da Universidade Nova de Lisboa;

Doutora Ana Cristina Ferreira da Cunha Queda, Professora Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Lisboa, 2010

RESUMO

A Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos (FORSU) e as lamas das Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), apresentam-se entre os resíduos com interesse agrícola, os que suscitam maiores preocupações, devido à potencial carga em contaminantes orgânicos e inorgânicos e às quantidades produzidas diariamente. Mas os produtos obtidos após tratamento podem ter interesse agrícola se cumprirem as normas de qualidade existentes.

Foram adicionadas duas fontes azotadas (caseinato de sódio e feijão de soja) e uma fonte carbonada (amido, celulose ou sacarose) a compostos provenientes de diferentes origens. As misturas foram mantidas durante 10 dias em vasos *Dewar*. A estabilidade foi avaliada através dos parâmetros: temperatura máxima alcançada, actividade respiratória (AT_4) e Solvita®.

A adição de amido aos compostos resultou no aumento da temperatura mais rápido, indicativo de maior actividade microbiana, pelo que a aplicação de compostos estabilizados ao solo aquando da incorporação dos materiais biodegradáveis (com amido) poderá promover a sua mais rápida biodegradação. O teste do *Dewar* mostrou-se mais sensível na avaliação da estabilidade. O teste Solvita® às 24 horas aproximou-se mais dos resultados do *Dewar*. Para o teste (AT_4) verificaram-se diferentes classificações dos compostos com fontes carbonadas, o que não se verificou para os compostos iniciais.

Palavras-Chave: Composto, avaliação estabilidade/maturação, qualidade dos compostos, *Dewar*, AT_4 , Solvita®

ABSTRACT

The Municipal Solid Waste Organic Fraction (MSWOF) and sludge from wastewater treatment plants have, among the agricultural waste with interest, the greatest concern because of their potential on organic and inorganic contaminants and also due the large quantities produced. However, products obtained after their treatment can have agricultural interest since they fulfill the quality standards.

Two nitrogen sources (sodium caseinate and soy beans) and a carbon source (starch, cellulose or sucrose) were added to composts from different sources. Mixtures were maintained in Dewar flasks during 10 days. Stability was evaluated using the following parameters: maximum temperature reached, respiratory activity (AT_4) and Solvita®.

The fastest increase of temperature was observed for composts with starch addition, which indicates higher microbial activity, so the application of stabilized composts to soils during the incorporation of biodegradable materials (with starch) can promote their biodegradability. Dewar test was more sensitive for the stability assessment. Results of Solvita® test at 24 hours were similar to Dewar test results. AT_4 test gave different stability levels for composts with addition of carbon sources, but similar for the initial composts.

Keywords: Compost, stability/maturity assessment, compost quality, Dewar, AT_4 , Solvita®

EXTEND ABSTRACT

Waste can produce negative environmental impacts, with special emphasis on organic waste from animal or plant origin, which may be degraded through natural anaerobic or aerobic processes and are considered hazardous to the environment and human health when they are accumulated as they can have relatively high levels of heavy metals, organic micro pollutants and pathogens. Legislation, normative documents and books of good practices have been produced, particularly in developed countries, aimed at reducing and recovery of organic waste. The necessity to preserve natural resources and the optimization of use of non-renewable energy have encouraged the recycling and recovery of organic waste as an alternative to other final destination, such as landfilling and incineration.

All waste should be properly treated according to the best available technology and economically sustainable to allow the extension of the life cycle of materials through their reuse, before shipment to the final destination and those which are not feasible to re-use, are engaged in recycling or other forms of recovery, making landfill the last management option. A correct waste management process must necessarily have a hierarchy of principles, in which the first and perhaps most important is reflected in the prevention, through a particular focus on the accountability of the producer / holder of waste and product innovation using the eco-design, induces a reduction in waste production. At another level comes the reuse of materials, recycling and recovery processes. Finally, and only when none of the above options is possible, the waste should be treated through disposal methods properly controlled.

Portugal, currently, is divided into 25 Management Systems of Urban Waste (13 multi-municipal and 12 inter-municipal). Each system has adequate infrastructures to ensure an appropriate final destination for municipal waste produced within its area. The main challenge of organizing waste sector in Portugal is the adoption of measures to reduce waste production and increasing levels of recycling and recovery and to make possible the diversion of recyclable and biodegradable waste from landfill, allowing the extending the useful life of each of these wastes, while simultaneously reusing products such as organic matter. Wastes classified as organic materials are those which have a composition of putrescible matter conducive to natural biodegradation, under aerobic or anaerobic conditions.

The Municipal Solid Waste Organic Fraction (MSWOF) and sludge from wastewater treatment plants have, among the organic waste with interest, the greatest concern because of their potential on organic and inorganic contaminants and also due the large quantities produced. However, products obtained after their treatment can have agricultural interest since they fulfill the quality standards.

Portugal has a high percentage of poor quality land (66%) as well as the highest number of land under high risk of erosion (68%) for which contributes the low content of organic matter in soils.

Composting putrescible matter, such as MSWOF and sewage sludge constitutes a technique to valorizing this matter. Cunha Queda (1999), defines composting as an aerobic controlled process of bioxidation of heterogeneous biodegradable substrates, resulting from the action of microorganisms (bacteria, actinomycetes and fungi) naturally associated to the substrates, in which occurs a thermophilic phase, the temporary release of phytotoxic substances and during which occurs the partial mineralization and humification of biomass. The main end product, named compost, has to be

uniform, stable to be stored, hygienised and its application to the soil should not have environmental negative impacts.

Assessing the quality of compost is a procedure extremely important to avoid the use of products that will cause serious problems when are applied to soils.

There are different definitions for stability and maturity of compost as well as the methodologies used to evaluate these characteristics.

In this study three stabilised composts were used. Two composts were produced using MSWOF and one produced using sludge from a wastewater treatment plant mixed with pine sawdust. For each compost was added two sources of nitrogen (sodium caseinate and soy beans) and a carbon source (starch, cellulose or sucrose) in quantities to maintain the C/N ratio of initial compost used. Mixtures were maintained in Dewar flasks during 10 days. Stability was evaluated using the following parameters: maximum temperature reached respiratory activity (AT₄) and Solvita®.

The fastest increase of temperature was observed for composts with starch addition, which indicates higher microbial activity, so the application of stabilized composts to soils during the incorporation of biodegradable materials (with starch) can promote their biodegradability. Dewar test was more sensitive for the stability assessment. Results of Solvita® test at 24 hours were similar to Dewar test results. AT₄ test gave different stability levels for composts with addition of carbon sources, but similar for the initial composts.

Índice Geral

1. Introdução	1
2. Revisão Bibliográfica	3
2.1. Tratamento e Valorização de Resíduos	3
2.1.1. Resíduos Orgânicos Biodegradáveis (ROB)	4
2.1.2. Gestão Integrada de Resíduos	7
2.1.3. Hierarquização Legislativa a Nível Nacional	15
2.2. O Composto. Interesse Agronómico	17
2.2.1. A Importância da Matéria Orgânica	18
2.2.2. O Composto como Correctivo Orgânico e Fertilizante	23
2.2.3. Utilização do Composto nos Solos	27
2.3. Avaliação da Qualidade dos Compostos	29
2.3.1. Parâmetros Gerais	31
2.3.2. Estabilidade	31
2.3.3. Maturação	35
2.3.3.1. Solvita®	39
2.3.3.2. Índice de Maturação proposto pelo CCQC (2001) - <i>California Compost Quality Council</i>	42
3. Materiais e Métodos	44
3.1. Compostos utilizados	44
3.2. Substratos utilizados	44
3.3. Métodos Analíticos utilizados	46
3.3.1. Parâmetros Físico-Químicos	46
3.3.1.1. Determinação do Teor de Humidade	46
3.3.1.2. Determinação do pH e da Condutividade Eléctrica	46
3.3.2. Parâmetros Químicos	46
3.3.2.1. Determinação do Teor de MO	46
3.3.2.2. Carbono por Oxidação – Método de Tinsley	46

3.3.2.3.	Determinação do Teor de Azoto Amoniacal e Total	46
3.3.2.4.	Determinação da Relação Carbono/Azoto (C/N)	47
3.3.2.5.	ElementoS Minerais (Ca, Mg, K, Na, P, Cu, Zn e Ni)	47
3.4.	Teste do Auto Aquecimento	47
3.5.	Actividade Respiratória ao fim de 4 dias em Compostos – AT ₄	48
3.6.	Solvita®	48
3.7.	Análise estatística dos resultados	48
4.	Resultados e Discussão	50
4.1.	Características Físico-Químicas e Químicas	50
4.2.	Avaliação da estabilidade dos compostos e das misturas com as diferentes fontes carbonadas	56
4.2.1.	Teste em vaso <i>DEWAR</i> (Auto Aquecimento)	56
4.2.2.	Actividade Respiratória (AT ₄)	58
4.2.3.	Teste Solvita®	58
4.2.4.	Comparação entre os três métodos, Classes de Estabilidade e Índice de Maturação	60
5.	Conclusões	65
6.	Bibliografia	66

Anexos

Anexo I: Análise descritiva de cada mistura C+CS+FS+FC+H₂O

- a) Tempo zero dias
- b) Tempo dez dias

Anexo II: Resultados experimentais relativos à figura 13

- a) Evolução da temperatura por um período de 10 dias
- b) Análise descritiva da evolução da temperatura

Anexo III: Resultados experimentais relativos à figura 14

Anexo IV: Resultados experimentais relativos à figura 15

Índice de figuras

Figura 1: Composição física média de RSU em Portugal	4
Figura 2: Sistemas de Gestão de Resíduos Urbanos	8
Figura 3: Cadeia de valor do grupo Empresa Geral de Fomento	9
Figura 4: Transformações da Matéria Orgânica no solo	20
Figura 5: Algumas propriedades das substâncias húmicas	20
Figura 6: Estrutura de duas macro moléculas de tipo húmico	21
Figura 7: Carta de capacidade de uso do solo	23
Figura 8: Principais vias propostas para a formação do húmus	24
Figura 9: Correspondência das cores indicadas no teste Solvita® com a taxa de CO ₂ versus diminuição do nível de O ₂	41
Figura 10: Correspondência das cores indicadas no teste Solvita® com a ocorrência do processo de amonificação	41
Figura 11: Processo de avaliação do Índice de Maturação proposto pelo <i>Woods End® Laboratories</i>	42
Figura 12: Processo de avaliação do Índice de Maturação do composto segundo a <i>California Compost Quality Council</i>	43
Figura 13: Evolução da temperatura média alcançada no teste realizado em vasos <i>Dewar</i> para os compostos utilizados e suas misturas com as fontes carbonadas	56
Figura 14: Actividade respiratória (AT ₄) para os compostos utilizados e suas misturas com as fontes carbonadas	58
Figura 15: % de CO ₂ e µg de NH ₃ medidos através do teste Solvita® para os tempos de incubação no frasco Solvita®	59
Figura 16: Estado de maturação do composto segundo o índice de maturação Solvita®	61
Figura 17: Correlação entre o índice de maturação e a classe de estabilidade	62

Índice de quadros

Quadro 1: Utilizações e principais efeitos no homem e no ambiente de alguns metais pesados	5
Quadro 2: Resíduos urbanos provenientes de recolha indiferenciada e de recolha selectiva por operação de gestão e por sistema de gestão	11
Quadro 3: Principais vantagens e inconvenientes dos tratamentos mais utilizados em Resíduos Sólidos Urbanos	12
Quadro 4: Principais métodos de tratamento de lamas de ETAR	13
Quadro 5: Princípios da gestão de resíduos e instrumentos de planeamento presentes do DL 178/06, de 5 de Setembro	16
Quadro 6: Factores que influenciam a humificação cultivo	21
Quadro 7: Efeitos mais importantes da matéria orgânica em solos de cultivo	22
Quadro 8: Características do solo influenciadas pela aplicação de compostos	25
Quadro 9: Valores máximos admissíveis dos teores "totais" * de metais pesados nos solos (reportados à m.s.) em que se pretenda aplicarem composto, e quantidades máximas que se podem incorporar anualmente nos solos	27
Quadro 10: Valores máximos admissíveis para os teores "totais" de metais pesados, materiais antropogénicos*, pedras de granulometria superior a 5 mm no composto (valores reportados à matéria seca.) e valores máximos admissíveis relativos à concentração em microrganismos patogénicos (valores reportados à matéria fresca)	28
Quadro 11: Valores máximos admissíveis para todas as classes de composto	29
Quadro 12: Categorias de composto em função do grau de maturação	29
Quadro 13: Relação entre classe de estabilidade e utilização mais adequada do composto	29
Quadro 14: Sumário dos métodos existentes para os testes anaeróbios	32
Quadro 15: Sumário dos métodos existentes para os testes aeróbios	33
Quadro 16: Relação entre a taxa respiratória e a classe de estabilidade	34
Quadro 17: Classes de estabilidade para compostos	35
Quadro 18: Características físico-químicas e químicas para cada composto	51
Quadro 19: composição em elementos minerais para cada composto	52
Quadro 20: Características físico-químicas para cada substrato	53
Quadro 21: Características físico-químicas e químicas para cada mistura C+CS+FS+FC	54

Quadro 22: Temperatura máxima média obtida no ensaio em vaso *Dewar* e respectiva classe de estabilidade; actividade respiratória por um período de 4 dias; índice de cor segundo teste Solvita® e respectivo índice de maturação. 60

Quadro 23: Classe de estabilidade segundo *Dewar* e classe de estabilidade segundo Solvita® (leitura efectuada 4 horas após o início do teste e 24 horas após o início do teste) para cada mistura 62

Lista de símbolos e abreviaturas utilizados

APA – Agência Portuguesa do Ambiente

CCDR – Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional

CCQC – California Compost Quality Council

CDCB – Carbono disponível para consumo biológico

CDR – Combustível Derivado de Resíduos

CDR – Combustível Derivado de Resíduos

CEE – Comunidade Económica Europeia

CTC – Capacidade de Troca Catiónica

DCR – Digital Color Reader

DL – Decreto - Lei

DOC – Carbono orgânico dissolvido

ETAR – Estações de Tratamento de Águas Residuais

FORSU – Fracção Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos

IMA – Índice de Mineralização do Azoto

IMC – Índice de Maturação do Composto

INE – Instituto nacional de Estatística

ISA – Instituto Superior de Agronomia

LER – Lista Europeia de Resíduos

m.s. – Matéria Seca

MO – Matéria Orgânica

NFC – Nenhuma Fonte Carbonada

OD – Oxigénio Dissolvido

PAH – Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos

PCB – Bifenil policlorados

PERSU – Estratégico Sectorial de Gestão de RSU

ROB – Resíduos Orgânicos Biodegradáveis

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

RU – Resíduos Urbanos

SIRER – Sistema Integrado de Registo de Resíduos

SPV – Sociedade Ponto Verde

1. Introdução

Durante séculos a natureza foi capaz de reciclar o “lixo” orgânico gerado pelo Homem como consequência de diferentes práticas industriais e agrícolas. Actualmente, as actividades humanas chegaram a tal nível de desenvolvimento que, a capacidade natural de reciclagem chegou ao limite e a acumulação de resíduos tornou-se um sério problema ambiental e económico (Vargas-García *et al.*, 2007).

Os resíduos incluem materiais sólidos e semi-sólidos que o possuidor considera não terem valor suficiente para serem conservados. Consistindo numa combinação de materiais combustíveis e não combustíveis, provenientes de diferentes origens.

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) contêm uma importante fracção orgânica facilmente biodegradável (ou putrescível) denominada Fracção Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos (FORSU) que, quando não tratada, é o substrato ideal para a proliferação de micro vectores (vírus, bactérias, protozoários, fungos e vermes) que podem afectar directamente o Homem em contacto com os detritos ou expostos a poeiras e fumos deles emanados (Gonçalves, 2005).

Outra problemática a ter em conta é o crescimento contínuo do consumo de água, o qual tem como consequência, uma maior quantidade de águas usadas, que contêm substâncias poluentes provenientes do metabolismo humano e de actividades domésticas, as águas residuais domésticas, que em conjunto com as águas residuais industriais, constituem as águas residuais urbanas, as quais são tratadas em Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) (Vieira de Sousa, 2005).

O tratamento de águas residuais urbanas origina um subproduto de volumosas quantidades de resíduos – as lamas de ETAR. As lamas possuem elevada carga poluente orgânica e inorgânica, potencialmente nociva para o ambiente.

No entanto, a aplicação ao solo de RSU e de lamas de ETAR pode trazer benefícios a vários níveis, nomeadamente a reposição de matéria orgânica (MO), os quais serão viáveis se ambos sofrerem tratamentos que garantam a estabilização física, química e biológica, permitindo tirar partido das substâncias fertilizantes que contêm e, ao mesmo tempo, minimizar o efeito negativo das substâncias nocivas.

O processo de compostagem, quando realizado com os resíduos apropriados e sob condições controladas, permite efectuar a valorização de resíduos orgânicos biodegradáveis, produzindo um fertilizante – o Composto – com elevado valor agronómico e ambiental.

São numerosos os testes propostos pelos vários autores, para a avaliação do grau de estabilidade das biomassas e da maturação dos compostos. São também ponto de controvérsia as definições de estabilização e de maturação, e por sua vez, a diferença entre composto estabilizado e composto maturado.

O principal objectivo deste trabalho consiste na avaliação da influência da adição, em matrizes orgânicas bioestabilizadas, de duas fontes de azoto e uma fonte carbonada, nas características

físico-químicas e químicas, na evolução da temperatura em ensaios realizados em frascos *Dewar* e na actividade respiratória.

Cada mistura, matriz orgânica + 2 fontes de azoto + fonte carbonada, foi ainda avaliada através de um teste expedito, o Solvita®, com o objectivo de analisar a viabilidade do teste em quatro horas e a relação entre este teste e os métodos de avaliação da estabilidade para compostos (auto aquecimento e actividade respiratória).

2. Revisão Bibliográfica

2.1. Tratamento e Valorização de Resíduos

Segundo Decreto-Lei (DL) nº. 178/06, de 5 de Setembro, resíduo é qualquer substância ou objecto de que o detentor se desfaz ou tem a intenção ou a obrigação de se desfazer, nomeadamente os identificados na Lista Europeia de Resíduos (LER) (Portaria n.º 209/04, de 3 de Março).

Os resíduos podem ser classificados consoante:

- Fonte (e.g. domésticos, comerciais, industriais);
- Tipo de materiais constituintes (e.g. papel, vidro, plásticos);
- Composição química (e.g. inorgânicos, orgânicos);
- Propriedades face aos sistemas (e.g. compostáveis, combustíveis, recicláveis);
- Grau de perigosidade (e.g. corrosivos, tóxicos, explosivos);
- Utilizações dadas aos materiais (e.g. resíduos de embalagens, resíduos de demolições)

A produção de resíduos é transversal a todas as actividades humanas e das mais diversas maneiras. Todas as classes de resíduos são susceptíveis de produzir impacto ambiental negativo, dando especial ênfase aos resíduos orgânicos (RO), cuja composição biológica é a MO, têm uma origem animal ou vegetal, podendo ser degradados em ambiente natural por processos aeróbios ou anaeróbios, sendo considerados perigosos para a saúde ambiental e humana quando acumulados devido ao facto de poderem apresentar teores relativamente elevados de metais pesados, micro poluentes orgânicos e microrganismos patogénicos. Sendo assim, têm vindo a ser produzidos, nomeadamente nos países desenvolvidos, documentos legislativos e normativos, regulamentos e códigos de boas práticas visando a redução e valorização dos RO, contemplando as diversas componentes da sua gestão, desde a produção e processamento até à utilização na agricultura (Gonçalves, 1999).

Todos os resíduos devem ser devidamente tratados com recurso às melhores tecnologias disponíveis com custos economicamente sustentáveis que permitam o prolongamento do ciclo de vida dos materiais através da sua reutilização, antes do envio para o destino final e não sendo viável a sua reutilização, se proceda à sua reciclagem ou ainda a outras formas de valorização, constituindo a deposição em aterro a última opção de gestão (DL nº. 178/06, de 5 de Setembro).

Quando deficientemente geridos, os RO podem degradar a qualidade dos recursos naturais, designadamente dos recursos hídricos, do ar ambiente e da atmosfera, com os consequentes efeitos na saúde animal e pública. Os principais agentes de degradação dos meios hídricos são a MO, facilmente biodegradável de elevada carência bioquímica de oxigénio, os nutrientes, principalmente o azoto e fósforo, os microrganismos patogénicos e, eventualmente, os metais pesados e micro poluentes orgânicos. A degradação da qualidade do ar ambiente resulta dos gases e vapores produzidos através da decomposição dos resíduos, das poeiras e microrganismos patogénicos. A poluição da atmosfera é, principalmente, devida ao metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂) (que contribuem para o efeito de estufa) gerados nas estruturas de armazenamento e tratamento biológico dos resíduos, e à incineração, processo este que pode originar a emissão de gases precursores das chuvas ácidas, para além de metais pesados e micro poluentes orgânicos (Gonçalves, 2005).

2.1.1. Resíduos Orgânicos Biodegradáveis (ROB)

Os resíduos classificados como orgânicos são todos aqueles materiais que apresentam uma constituição em matéria putrescível propícia à biodegradação natural, em condições aeróbias ou anaeróbias.

Estes resíduos têm origem nos mais diversos sectores de actividade humana. Fazem parte dos ROB tipos de resíduos como:

- FORSU
- Fração orgânica de recolhas selectivas
- Lamas de ETAR
- Restos de podas de jardins
- Restos de floristas e comércio de flores e verduras
- Restos de flores de cemitérios
- Resíduos orgânicos de supermercados
- Restos orgânicos de mercados municipais e feiras
- Restos orgânicos de cozinhas de restaurantes, cozinhas industriais, cantinas, hospitais...

De entre os ROB os que suscitam grandes motivos e preocupação devido à sua potencial carga em microrganismos patogénicos, metais pesados, micro poluentes orgânicos e metabolitos fitotóxicos, aliada às grandes quantidades geradas, são os RSU e as lamas de ETAR urbanas (Gonçalves, 2005).

Os RSU englobam um vasto conjunto de materiais de origem, natureza e composição variada, a qual varia com o clima, zona, época do ano, nível socioeconómico, hábitos populacionais e frequência de recolha (Cunha Queda, 2008).

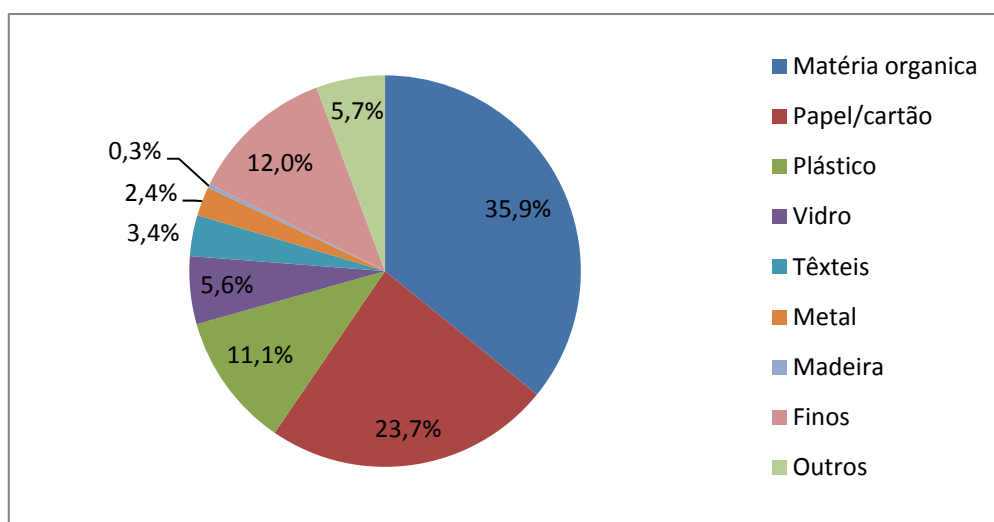


Figura 1: Composição física média de RSU em Portugal (Silva, 2008).

Na figura 1 podemos ver os materiais que fazem parte do RSU, sendo estes agrupados por tipos e a sua quantidade expressa em percentagens médias. Podemos verificar que os maiores componentes correspondem aos materiais fermentáveis (como os restos da preparação de refeições) e ao papel e cartão. Esta informação é importante para se saber qual o sistema de tratamento mais viável para implementação.

Com efeito, 41,9% dos RSU produzidos em Portugal - a totalidade “materiais fermentáveis”, conjuntamente com cerca de metade dos “finos” - constituem a fracção orgânica facilmente biodegradável (ou putrescível). Estes resíduos contêm, igualmente, embora em pequena percentagem, resíduos designados “especiais” ou perigosos, constituídos por pilhas, acumuladores, material eléctrico, tintas, vernizes, colas, hidrocarbonetos, diluentes, medicamentos, ácidos minerais..., que são fonte de contaminação por conterem metais pesados, Bifenil Policlorados (PCB), Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (PAH) e outros poluentes potencialmente tóxicos e/ou mutagénicos que, transportados pelo ar e pela água, contaminam o ambiente e põem em perigo a saúde pública (Gonçalves, 2005).

Os metais pesados constituem um sério problema proveniente da acumulação de RSU. O chumbo, o mercúrio, o cádmio e o crómio são alguns destes metais pesados, que têm efeitos negativos no homem e no ambiente. Na Quadro 1 apresenta-se um breve resumo deste problema.

Quadro 1: Utilizações e principais efeitos no Homem e no ambiente de alguns metais pesados (APA, 2008).

Metal pesado	Utilização	Efeitos no homem e no ambiente
Chumbo	A principal aplicação é o fabrico de baterias eléctricas para veículos automóveis. Mas também é um dos metais mais utilizados na indústria, estando igualmente presente em soldas e ligas (e.g. para cabos eléctricos).	Em relação à saúde, o chumbo não é bioacumulativo, embora seja um possível agente carcinogénico para o homem. No entanto, os principais efeitos resultantes da exposição crónica são ao nível do sistema nervoso. As crianças são particularmente sensíveis aos efeitos neurotóxicos do chumbo, que se traduzem, entre outros efeitos, na diminuição da aprendizagem e do crescimento. Em termos ambientais, é tóxico para os animais, sendo geralmente os seus efeitos restritos às áreas contaminadas.
Mercúrio	Como fontes importantes podem ser referidas as amálgamas dentárias, os dispositivos de medida e controlo, como os termómetros, mas também os acumuladores e as lâmpadas fluorescentes e de descarga.	O mercúrio e os compostos derivados são muito tóxicos, sendo igualmente bioacumulativo e volátil. Para o homem a exposição pode ser por inalação, embora a via preferencial seja através da cadeia alimentar, essencialmente pelo consumo de peixe e de produtos relacionados. O mercúrio afecta, além de outros órgãos, o sistema nervoso central, estando documentado que, tal como o chumbo, pode ser transmitido ao feto através da placenta, causando efeitos persistentes no desenvolvimento mental da criança.
Cádmio	É utilizado em pilhas e acumuladores. Mas está também presente em muitos produtos, como pigmento e estabilizador em plásticos ou em ligas usadas em trabalhos de soldadura, joalharia, etc. Na indústria electrónica, usa-se, por exemplo, em ecrãs de televisão e células fotovoltaicas.	O cádmio é um dos metais mais tóxicos, sendo, comparativamente com outros metais, mais solúvel em água, mais móvel (e.g. no solo) e, também, mais biodisponível e bioacumulável. É principalmente absorvido através da cadeia alimentar, pelos vegetais e grãos. Acumula-se no corpo humano, em especial nos rins, causando diversos problemas renais. Quando a exposição é por inalação está associada ao aparecimento de cancro do pulmão. No ambiente é tóxico para os animais e para os microrganismos, diminuindo a capacidade de decomposição.
Crómio	É utilizado em aplicações como curtimento de peles, preservação de madeira, fabrico de corantes e de pigmentos aplicados em pinturas contra a corrosão dos metais.	A toxicidade dos vários compostos de crómio (Cr) varia com a sua solubilidade. Em geral, os compostos hexavalentes são mais solúveis e por tal tóxicos, tanto para o homem como para o ambiente. Estes compostos têm uma acção irritante e corrosiva no corpo humano. A exposição prolongada a poeiras ricas em compostos hexavalentes pode ter um efeito cancerígeno.

Em relação às lamas de ETAR, o Comité Europeu de Normalização (CEN), em sentido lato, definiu lama como sendo a “mistura de água e de sólidos separada de diversos tipos de água como resultado de processos naturais ou artificiais”. Esta definição permite englobar as lamas resultantes do tratamento de águas residuais urbanas, de águas para abastecimento público, de efluentes líquidos das explorações pecuárias, de efluentes das indústrias agro-alimentares, de efluentes de outras indústrias. (Vieira de Sousa, 2005). Estas lamas constituem um resíduo, à luz da legislação nacional e europeia em vigor (LER 19 08 05), necessitando assim de ser devidamente eliminadas ou valorizadas (Candeias, 2008).

A Directiva 91/271/CEE do Conselho de 21 de Maio, define águas residuais urbanas, domésticas e industriais de acordo com a proveniência do efluente. Assim, as águas residuais domésticas são efluentes de serviços e de instalações residenciais provenientes das actividades domésticas; as águas residuais industriais resultam das actividades comerciais e industriais; e as águas residuais urbanas são efluentes domésticos ou provenientes da mistura de águas residuais domésticas com águas residuais industriais e/ou águas de escoamento pluvial.

Neste trabalho a designação “Lamas” será usada para definir lamas provenientes do tratamento de águas residuais urbanas. Estas lamas são um resíduo proveniente de processos de tratamento primário (físico e/ou químico), secundário (biológico) e terciário (frequentemente a remoção de nutrientes e/ou higienização) (Danylo, 2009). São constituídas por todos os materiais sólidos, orgânicos e minerais, transportados pelas águas residuais urbanas, massa bacteriana responsável pelo processo de depuração e eventuais produtos químicos utilizados nos tratamentos. Apresentam-se com elevados teores de humidade e de substâncias orgânicas facilmente biodegradáveis, que conferem reduzida estabilidade à sua fracção orgânica, e, ainda, microrganismos de origem fecal (Gonçalves, 2005).

Características Físico-Químicas das Lamas segundo a APA (s/d):

- 70-85% de água;
- 50-70% de MO na matéria seca (m.s.);
- Azoto, fósforo e alguns micronutrientes como potássio, cálcio, magnésio e enxofre;
- Eventual presença de metais pesados;
- Bactérias, vírus, protozoários e vermes parasitas

As Lamas são maioritariamente constituídas por água, o que origina dificuldades de transporte e aplicação ao solo (Gonçalves, 2005). A característica que confere às Lamas valor agronómico é a elevada percentagem de MO, chegando a atingir valores 20% mais elevados do que os valores em matéria putrescível dos RSU. Igualmente aos RSU as Lamas possuem constituintes orgânicos e inorgânicos potencialmente nocivos para o ambiente.

Como exemplos de constituintes poluentes transportados pelas Lamas, encontram-se os metais pesados (Cu, Zn, Ni, Hg, Cd, Cr, Pb), microrganismos patogénicos, micro poluentes orgânicos (PCB e PAH) e alguns pesticidas (Bancessi, 2009).

2.1.2. Gestão Integrada de Resíduos

Entende-se por gestão de resíduos, todas as operações relacionadas com a recolha, o transporte, a armazenagem, o tratamento, a valorização e a eliminação final, incluindo a monitorização e o planeamento destas operações. A gestão dos resíduos constitui parte integrante do seu ciclo de vida, sendo da responsabilidade do respectivo produtor (excepto os resíduos urbanos, quando a produção diária não exceda os 1100 L por produtor, sendo neste caso a sua gestão assegurada pelos municípios) (DL nº. 178/2006, de 5 de Setembro).

Um correcto processo de gestão de resíduos tem necessariamente que obedecer a uma hierarquia de princípios, em que o primeiro e talvez mais importante se reflecte na prevenção, que através de uma particular incidência na responsabilização do produtor/detentor de resíduos e inovação de produtos com recurso ao eco-design, induz uma redução na produção de resíduos. Num outro patamar encontra-se a reutilização de materiais, os processos de reciclagem e valorização. Por último, e apenas quando nenhuma das anteriores opções for possível, deve recorrer-se a processos de eliminação devidamente controlados.

O Parlamento Europeu declarou que esta ordem de prioridades deve ser adoptada pelos Estados Membros e pela União Europeia (UE), tendo em vista “minimizar os impactes ambientais e sanitários gerais decorrentes da geração e gestão dos resíduos” e “contribui para a redução da utilização dos recursos”.

Com o DL nº. 178/2006, de 5 de Setembro, surge a previsão da criação de um “Mercado de Resíduos”, com o objectivo assegurar a protecção do ambiente e da saúde pública, devendo ser organizado, promovido e regulamentado de modo a estimular o encontro da oferta e procura destes bens, assim como a sua reutilização, reciclagem e valorização.

Sumariamente as entidades envolvidas no processo de gestão de resíduos são:

- Cidadãos - Separação dos resíduos produzidos, deposição local própria;
- Sistemas municipais - Assegurar a hierarquia das operações. Termina com entrega dos resíduos urbanos (RU) a operador autorizado (reciclador), valorização ou eliminação adequadas, ou pela transferência da responsabilidade (SPV – embalagens);
- Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR) - Emissão de licenças, operações de gestão de sistemas intermunicipais, fiscalização...;
- Agência Portuguesa do Ambiente (APA) - Emissão licenças operações gestão de sistemas multimunicipais;
- Inspeção Geral do Ambiente e do Ordenamento do Território (IGAOT) - Inspeção do cumprimento da legislação aplicável;
- Autoridades Policiais - Fiscalização do cumprimento da legislação aplicável.

Actualmente, Portugal encontra-se dividido em 25 Sistemas de Gestão de RU, representados na figura 2, dos quais 13 são sistemas Multimunicipais e 12 Intermunicipais. Cada um destes sistemas possui meios humanos, logística, equipamentos e infra-estruturas para assegurar um destino final adequado para os RU produzidos na área respectiva (APA, s/d).



Figura 2: Sistemas de Gestão de Resíduos Urbanos (APA, s/d)

O principal desafio da organização do sector de resíduos em Portugal passa pela adopção de medidas de redução da produção de resíduos e pelo aumento dos níveis de reciclagem e valorização, de modo a que seja possível o desvio dos resíduos valorizáveis e biodegradáveis do aterro, permitindo o prolongamento do tempo de vida útil de cada um desses resíduos e, simultaneamente, reutilizar produtos como por exemplo os compostos orgânicos, aplicáveis na actividade agrícola e assim conseguir uma substituição da utilização de fertilizantes químicos (INE, 2010).

Os sistemas multimunicipais pertencem à Empresa Geral de Fomento S.A. (EGF), responsável por assegurar o tratamento e valorização de resíduos, de forma ambientalmente correcta e economicamente sustentável. Com o objectivo de cumprir as estratégias e metas nacionais e comunitárias para o sector de resíduos, a empresa criou uma cadeia de valor, esquematizada na figura 3.

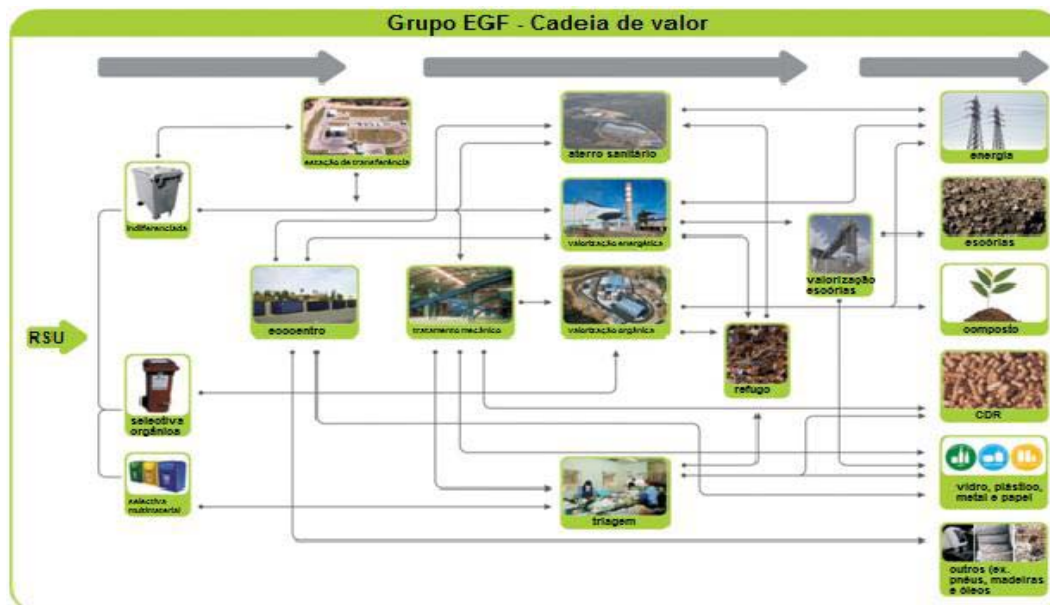


Figura 3: Cadeia de valor do grupo EGF (EGF, 2006)

O total de RSU resulta da soma de resíduos recolhidos de forma indiferenciada com os resíduos recolhidos de forma selectiva. De acordo com a forma de recolha os resíduos são encaminhados para diferentes tratamentos/valorização ou destino final.

Os resíduos provenientes de recolha indiferenciada podem ser:

- Depositados numa estação de transferência onde são prensados e colocados em camiões de maiores dimensões viabilizando economicamente o processo de tratamento/valorização/destino final a aplicar posteriormente;
- Depositados em aterro sanitário, tratamento denominado de confinamento técnico, onde os resíduos são prensados e cobertos com terras diariamente num terreno impermeabilizado com captação de lixiviados através de uma rede de drenagem e captação de biogás produzido pela digestão anaeróbia dos resíduos sendo drenado para fora do aterro e recolhido em condutas, podendo ser queimado a temperaturas elevadas ou então, se economicamente viável, utilizado para produzir energia eléctrica, constituindo uma das formas de valorização energética;
- Encaminhados para valorização energética, pelo método de incineração, processo onde, através de elevadas temperaturas, os resíduos são destruídos com ou sem recuperação de energia. É um processo relativamente simples com quatro produtos finais: energia produzida através da passagem dos gases (elevadas temperaturas) por uma caldeira produzindo vapor; gases resultantes da câmara de combustão, geralmente contêm diferentes teores em metais pesados e toxinas, consoante a composição dos RSU; cinzas e escórias que são produtos potencialmente contaminantes. Os refulos são encaminhados para aterro sanitário e as escórias podem ser valorizadas numa central de valorização de escórias onde é feita a recuperação de cerca de 100% de metais ferrosos e 70% de metais não ferrosos, o material inerte é utilizável em obras de terraplanagem (aterros e leitos de pavimento), em camadas de sub-base de estradas e como material de enchimento para a recuperação paisagística de pedreiras ou minas a céu aberto e o metal é encaminhado para a reciclagem;
- Encaminhados para tratamento mecânico onde é separado o material passível de reciclagem do material não reciclável. O material reciclável pode ainda passar por uma central de triagem e os

produtos serão o papel, o vidro e o plástico. O material não reciclável é o material combustível que da origem ao chamado combustível derivado de resíduos (CDR).

Os resíduos provenientes de recolha selectiva subdividem-se em recolha selectiva orgânica feita em restaurantes, cantinas, refeitórios, mercados hortofrutícola e recolha selectiva multimaterial feita nos ecopontos. O material orgânico segue para valorização orgânica e o material inorgânico para reciclagem.

Existem ainda os ecocentros, um parque amplo com contentores de grandes dimensões, destinados a receber separadamente diversos materiais para posterior tratamento e/ou reciclagem, como: papel e cartão, plásticos, vidro, metais, entulho, electrodomésticos, sofás e colchões, vegetais (ramos de árvores, restos de relva e aparas de jardim), madeiras e pneus. Os resíduos aí recolhidos são encaminhados para unidades de reciclagem ou tratamento, tendo por vezes de passar por uma separação mais fina no centro de triagem.

Analisando o Quadro 2 verifica-se que, em Portugal Continental, em 2009 foram: encaminhados para aterro cerca de 3.200 mil toneladas de RU, o que equivale a aproximadamente 62% dos resíduos produzidos; incineradas cerca de 959 mil toneladas de RU, o que corresponde a 18,5% do total de resíduos gerados; encaminhadas para VO aproximadamente 418 mil toneladas, ou seja, 8,1% dos RU produzidos; recolhidas selectivamente em ecopontos e através de recolha porta-a-porta, em conjunto com a deposição voluntária em ecocentros, circuitos especiais 607 mil toneladas, i.e., 11,7% do total de RU produzidos; deste quantitativo, cerca de 66% diz respeito à recolha multimaterial, tratando-se assim de 398 mil toneladas de resíduos recolhidos em ecopontos e porta-a-porta.

Quadro 2: RU provenientes de recolha indiferenciada e de recolha selectiva por operação de gestão e por sistema de gestão (Adaptado de INE, 2010).

Sistema	Recolha indiferenciada (t)				Recolha selectiva (t)				
	Aterro	Valorização energética	Valorização orgânica	Total	Ecopontos	Porta-a-porta	Ecocentros	Circuitos Especiais	Total
Amave	46 041	-*	125 630	171 671	19 190	-	4 788	247	20 945
BRAVAL	100 326	-	-	100 326	14 001	42	125	0	14 168
Lipor	38 072	388 202	37 399	467 673	37 707	5 731	8 089	3 224	56 215
REBAT	52 778	-	-	52 778	2 779	2 203	10 319	649	15 950
RESAT	43 28	-	-	43 280	1 732	688	563	177	3 159
RESIDOURO	39 826	-	-	39 826	1 558	1 206	448	0	3 213
Resíduos Nordeste	55 356	-	-	55 356	-	-	1 884	-	1 884
RESULIMA	121 353	-	312	121 665	11 181	-	12 774	5 437	29 392
SULDOURO	187 248	-	-	187 248	18 120	-	2 395	550	21 064
Vale Douro Norte	42 993	-	-	42 993	-	-	-	-	0
VALORMINHO	35 819	-	-	35 819	2 583	175	482	-	3 239
Ambisousa	126 312	-	-	126 312	-	-	9 259	-	9 259
Resiestrela	47 976	-	26 266	74 242	2 650	317	1 256	3	4 246
ERSUC	389 239	-	-	389 239	33 538	-	2 668	-	36 206
Planalto Beirão	126 489	-	-	126 489	6 268	-	2 987	-	9 256
Raia/Pinhais	35 038	-	-	35 038	2 396	-	1 222	33	3 652
VALORLIS	107 778	-	-	107 778	10 976	127	1 188	7 623	19 914
AMARSUL	414 472	-	35 040	449 512	25 899	3 383	1 823	0	32 117
Amtres-Tratolixo	133 826	83 678	146 587	364 091	42 351	141	32 051	3 545	81 419
RESIOESTE	176 888	2 786	-	179 674	10 417	594	3 103	-	14 115
Resitejo	91 591	-	-	91 591	5 275	363	2 442	-	8 080
Ecolezíria	62 636	-	-	62 636	2 764	0	95	-	2 859
VALORSUL	129 048	484 217	20 283	633 548	47 933	18 101	1 098	15 005	82 137
Ambilital	62 8	-	-	62 800	4 023	-	713	431	5 167
Amcal	12 432	-	-	12 432	311	-	2 593	-	2 904
GESAMB	76 372	-	-	76 372	4 885	-	2 538	2 712	10 135
Resialentejo	46 054	-	-	46 054	2 747	-	1 9369	903	5 586
VALNOR	53 547	-	16 528	70 076	8 272	-	330	5 243	17 387
ALGAR	345 086	-	10 359	355 445	23 757	-	8 547	51 682	88 960
Portugal Continental	3 200 676	958 883	418 404	4 577 963	344 032	33 071	117 719	97 463	606 629

*A operação de gestão não é realizada pelo sistema de gestão

No quadro 3 é apresentada uma comparação entre as vantagens e desvantagens dos principais métodos de tratamento/valorização/destino final dos resíduos orgânicos.

Quadro 3: Principais vantagens e inconvenientes dos tratamentos mais usados em RSU (Adaptado de Gonçalves, 2005)

	Compostagem	Digestão anaeróbia	Incineração	Aterro controlado
V	<ul style="list-style-type: none"> •Redução (cerca de 30%) do volume, da massa e do teor de humidade dos resíduos tratados; •Estabilização química e biológica dos materiais putrescíveis; •Obtenção de produtos – compostos - com interesse agrícola. 	<ul style="list-style-type: none"> •Redução significativa (40-50%) do volume da fracção biodegradável dos RSU; •Permite a dupla valorização dos RSU submetidos a tratamento, pois possibilita a recuperação de energia sob a forma de biogás (metano) e a valorização da matéria orgânica através da produção de um digerido que, após tratamento aeróbio complementar, pode ser comercializado como composto. 	<ul style="list-style-type: none"> •Requer pequena área para instalação, sem odores e com pouco ruído; •Redução de peso (70%) e volume (90%) dos RSU; •Possibilidade de recuperação de energia contida nos resíduos. 	<ul style="list-style-type: none"> •Menores custos de investimento e exploração; •Simplicidade de execução; •Não necessita de pessoal operacional altamente qualificado; •A sua presença é indispensável como apoio de outros sistemas de tratamento.
I	<ul style="list-style-type: none"> •Uma parte significativa dos RSU não sofre alteração (plásticos, vidro, metais, papel...); •Durante o processo bioxidativo produz-se CO₂, um dos responsáveis pelo efeito de estufa; •O composto pode conter níveis relativamente elevados de metais pesados, contaminantes orgânicos e inertes, o que pode condicionar a sua utilização na agricultura. 	<ul style="list-style-type: none"> •Uma parte significativa dos RSU não sofre alteração (plásticos, vidro, metais, papel...); •Custos mais elevados, designadamente de investimento; •O digerido produzido necessita de ser submetido a posterior tratamento aeróbio, tendo em vista a obtenção de um composto maturado; •Maior susceptibilidade à ocorrência de problemas no processamento dos RSU não provenientes de recolha selectiva; Libertação dos gases CH₄ e CO₂, que contribuem para o efeito de estufa. 	<ul style="list-style-type: none"> •Altos custos de investimento e manutenção; •Necessidade de existência de aterro especial para deposição dos resíduos finais de elevado poder tóxico; •Lançamento para a atmosfera de emissões gasosas contendo produtos de combustão incompleta (dioxinas, furanos PCBs...), gases ácidos e metais pesados; •Produção de grandes quantidades de águas residuais com elevados níveis de contaminação. 	<ul style="list-style-type: none"> •Necessidade de grandes áreas para execução e de materiais de cobertura; •Potencial poluição das águas superficiais e subterrâneas; •Produção de cheiros desagradáveis (mercaptanos, H₂S e ácidos gordos voláteis); •Contribuição para o efeito de estufa (CH₄, CO₂); •Risco de explosão; •Emanação de gases tóxicos.

A questão da valorização e do destino final das Lamas tem de ser equacionada tendo em atenção as suas características qualitativas e quantitativas, as quais dependem da percentagem de humidade e da tecnologia de tratamento implementada na ETAR (Dias, 2004).

Como já vimos a característica qualitativa que confere às lamas valor agronómico é a elevada percentagem de MO, pelo que poderão ser utilizadas na fertilização dos solos, desde que cumpram os requisitos da legislação em vigor (DL n.º 276/09, de 2 de Outubro) definidos para a sua aplicação ao solo. A aplicação ao solo deve ser precedida de diversas análises à própria lama e ao solo em questão. As lamas devem ser analisadas duas vezes por ano aos parâmetros: matéria seca, matéria orgânica, pH, macronutrientes (azoto total, amoniacal e nítrico e fósforo total) e metais pesados (cádmio, cobre, chumbo, níquel, zinco, mercúrio e crómio) e, no caso de serem oriundas de águas residuais industriais de outras origens além da doméstica, as concentrações em resíduos orgânicos e dioxinas também devem ser analisadas. As CCDR e as Direcções Regionais de Agricultura e Pescas (DRAP) podem ainda exigir a análise de outros parâmetros, designadamente microrganismos patogénicos, tais como *Salmonella* spp e *Escherichia coli*. Os solos devem ser analisados em parcelas de 5 ha até 6 meses antes da deposição de lamas, relativamente aos parâmetros: pH, macro nutrientes (azoto e fósforo) e metais pesados (cádmio, cobre, chumbo, níquel, zinco, mercúrio e crómio) (Candeias, 2008).

Em termos quantitativos, segundo Danylo (2009), em ETAR convencionais dotadas de processos de tratamento primário e secundário, a produção média estimada de lamas (referente aos sólidos totais

(ST)) é da ordem de 25 a 30 kg de ST por habitante-equivalente por ano. O INE indica que a produção de lamas comuns em Portugal no ano 2009 atingiu 831.634 toneladas (quantidade de resíduo encaminhada para operadores de gestão).

A elevada quantidade produzida de lamas aliada à obrigatoriedade legislativa de análises e de licenciamento antes da sua aplicação requer às ETAR uma grande capacidade de armazenamento. Candeias (2008), refere que as instalações em Portugal raramente possuem esta capacidade.

Esta problemática associada aos potenciais constituintes poluentes torna imprescindível, a aplicação de tratamentos que visem a redução da quantidade produzida, a estabilização da MO e a higienização microbiológica.

No quadro 4 são apresentados os diferentes tratamentos que podem ser aplicados às Lamas, bem como o principal objectivo de cada tratamento.

Quadro 4: Principais métodos de tratamento de Lamas (Adaptado de Tchobanoglous, 1991)

Operação unitária, processo unitário ou método de tratamento	Função principal
Operações preliminares: visam sobretudo facilitar os tratamentos posteriores, garantir um caudal constante e homogéneo e diminuir os custos no tratamento das Lamas.	Trituração
	Gradagem
	Mistura
	Armazenamento
Espessamento: visa remover parte da fracção líquida das Lamas de modo a ocorrer uma diminuição do seu volume.	Por gravidade
	Por flotação
	Por centrifugação
	Por gravidade em filtros banda
	Em tambor rotativo
Estabilização: é feita com o objectivo de reduzir a quantidade de organismos patogénicos presentes, eliminar odores ofensivos e inibir, reduzir ou eliminar o potencial para a putrefacção de Lamas.	Estabilização com cal
	Tratamento térmico
	Digestão anaeróbia
	Digestão aeróbia
	Compostagem
Condicionamento: visa sobretudo melhorar as características de desidratação das Lamas, no entanto, permite também a desinfecção dos sólidos das águas residuais, o controlo dos odores, a alteração física dos sólidos e promove a sua recuperação.	Condicionamento químico
	Tratamento térmico
Desinfecção: visa sobretudo destruir ou inactivar os organismos patogénicos que a Lama possa conter, de modo a minimizar os problemas de saúde pública que possam surgir durante o seu manuseio ou utilização.	Tratamento térmico
	Pasteurização
	Armazenamento a longo prazo
Desidratação: consiste na remoção de parte da sua humidade com vista a uma redução de volume, superior à obtida através do espessamento.	Filtros de vácuo
	Centrífugas
	Filtros de banda
	Filtros de prensa
	Leitos de secagem
	Lagunagem
Secagem térmica: processo de redução da humidade através da evaporação da água para um meio insaturado, e deste para a atmosfera, com a aplicação de energia térmica. Este aquecimento é conduzido até um ponto inferior ao de destruição da MO	Instantâneo
	Por pulverização
	Em forno rotativo
	Em forno de câmaras múltiplas
	Evaporação de efeito múltiplo
Redução térmica: essencialmente consiste na utilização de processos de combustão com vista à redução de volume, pode ainda permitir a recuperação energética e a estabilização.	Forno de câmaras múltiplas
	Forno de leito fluidizado
	Incineração conjunta com RSU
	Oxidação sob pressão convencional
	Reactor vertical de poço profundo

Cada um destes tratamentos irá influenciar as características físicas e químicas da Lama final. Serão estas características finais que irão aferir qual o destino final mais adequado para cada Lama (Vieira de Sousa, 2005).

As Lamas podem ter como destino final o confinamento técnico (deposição em aterro), valorização energética ou valorização agrícola, cuja metodologia para cada destino, já foi enunciada anteriormente para o caso dos RSU. Para efeitos da presente dissertação, importa enfatizar a questão da valorização agrícola das Lamas.

Quando o destino das Lamas passa pela utilização na agricultura, a redução de patogénicos por qualquer método de estabilização, deve ser um dos principais aspectos a considerar, sendo os mais usuais a estabilização química com cal, a digestão anaeróbia e aeróbia e a compostagem (Vieira de Sousa, 2005).

A estabilização química com cal não produz uma redução de MO das Lamas. A sua acção de estabilização/desinfecção dos microrganismos presentes nas Lamas é evidenciada quer através de simples elevação do pH das mesmas (para valores superiores a 12), com a utilização de cal hidratada $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$, quer através da conjugação deste fenómeno com o aumento de temperatura para valores superiores a 60 °C, quando utilizada sob a forma de cal viva (CaO) (Azevedo, 2003).

Digestão anaeróbia das lamas consiste num processo bioquímico de várias etapas que pode ser aplicado para a estabilização de diversos tipos de materiais orgânicos. O processo ocorre em três estágios sequenciais:

- 1º estágio/fase hidrolítica – ocorre a hidrólise dos complexos orgânicos sólidos, celulose, proteínas e lípidos que pela acção de enzimas extracelulares são degradados a formas solúveis, ácidos gordos orgânicos, álcoois, CO_2 e amónia (NH_4^+);
- 2º estágio/fase acidogénea – as bactérias acidogéneas transformam os compostos anteriormente referidos em ácido acético, ácido propiónico, hidrogénio, anidrido carbónico, sulfureto de hidrogénio e em compostos orgânicos de baixo peso molecular;
- 3º estágio/fase metanogénea – por acção das bactérias metanogéneas ocorre a conversão dos compostos obtidos na fase acidogénea em CO_2 e CH_4 . O biogás produzido, devido ao CH_4 , permite a valorização energética das Lamas (Azevedo, 2003).

A digestão aeróbia consiste num processo que passa pela oxidação directa da MO biodegradável e consequente aumento da biomassa bacteriana, com posterior oxidação do material microbiano celular pelos próprios microorganismos, produzindo-se um húmus estabilizado e fertilizante. Ao contrário do processo anterior, não há produção de CH_4 , tornando os seus custos de operação mais elevados, mas menos potencialmente perigosos para o meio ambiente (Vieira de Sousa, 2005).

Por fim, a compostagem pode definir-se como um método de tratamento de resíduos sólidos provenientes do tratamento de águas residuais, no qual os compostos orgânicos decompõem-se biologicamente, em condições aeróbias controladas, até alcançar um estado que permita a sua manipulação, o seu armazenamento e a respectiva aplicação, sem impactes ambientais negativos, ou seja é produzido um composto (Azevedo, 2003). De acordo com Candeias (2008) a compostagem é considerada como um dos métodos principais de optimização da gestão das Lamas.

2.1.3. Hierarquização Legislativa a Nível Nacional

O regime jurídico de gestão de resíduos foi pela primeira vez aprovado em Portugal por meio do DL n.º 488/85, de 25 de Novembro. Este diploma foi revogado pelo DL n.º 310/95, de 20 de Novembro, e, mais tarde, a revogação deste pelo DL n.º 239/97, de 9 de Setembro. O qual estabelece as regras a que fica sujeita a gestão de resíduos, nomeadamente a sua recolha, transporte, armazenagem, tratamento, valorização e eliminação, de modo a não constituir perigo ou causar prejuízo para a saúde humana ou para o ambiente. No âmbito deste decreto surgiu a necessidade de garantir a recolha de toda a informação relevante sobre o «ciclo de vida» dos resíduos foi determinado a obrigatoriedade de realização de um registo de um conjunto de dados relativos à sua produção e gestão.

No domínio desta regulamentação foram elaborados cinco planos de gestão de resíduos, um nacional e quatro sectoriais para cada uma das categorias de resíduos: urbanos, hospitalares, industriais e agrícolas.

O PERSU (Plano Estratégico de Resíduos Sólidos Urbanos) foi publicado em Julho 1997 pelo Instituto dos Resíduos e aprovado pelo governo em Novembro de 1997 tendo como principais medidas: construção de modernos sistemas de gestão de RSU; estabelecimento de uma rede de monitorização dos RSU, a nível nacional, regional e local; reforço acentuado da recolha selectiva e da reciclagem multimaterial preconizando metas específicas para os horizontes de 2000 a 2005.

Em 2002 surge o DL n.º 152/02, de 23 de Maio, relativo à deposição de resíduos em aterro. Na sequência deste DL surge, em Julho de 2003, a Estratégia Nacional para a Redução de Resíduos Urbanos Biodegradáveis destinados a Aterro (ENRRUBDA), o qual aponta como metas específicas para 2006, 2009 e 2016, uma redução percentual de 75%, 50% e 35%, respectivamente, face aos valores registados em 1995.

Em 2004 foi publicada a LER (Lista Europeia de Resíduos) pela Portaria n.º 209/04, de 3 de Março.

Dois anos mais tarde surge o DL n.º 178/2006, de 5 de Setembro, que aprova o regime geral da gestão de resíduos e tem como âmbito de aplicação as operações de gestão de resíduos, compreendendo toda e qualquer operação de recolha, transporte e armazenagem, triagem, tratamento, valorização e eliminação de resíduos, bem como as operações de descontaminação de solos e monitorização de locais de deposição após o encerramento das respectivas instalações.

Quadro 5: Princípios da gestão de resíduos e instrumentos de planeamento presentes do DL 178/06, de 5 de Setembro

Princípios da gestão de resíduos	Planos da gestão de resíduos
<ul style="list-style-type: none">• Princípio da auto-suficiência (art. 4º)• Princípio da responsabilidade pela gestão (art. 5º)• Princípio da prevenção e redução (art. 6º)• Princípio da hierarquia das operações de gestão de resíduos (art. 7º)• Princípio da responsabilidade do cidadão (art. 8º)• Princípio da regulação da gestão de resíduos (art. 9º)• Princípio da equivalência (art. 10º)	<ul style="list-style-type: none">• Plano Nacional de Gestão de Resíduos (art. 14º)• Planos Específicos de Gestão de Resíduos - actividades industriais, urbana, agrícola e hospitalar (art. 15º)• Planos de acção Municipais, Intermunicipais e Multimunicipais (art.16º)

O PERSU II, publicado pela Portaria n.º 187/07, de 12 de Fevereiro, consubstancia a revisão das estratégias consignadas no PERSU e ENRRUBDA para o período de 2007-2016 e estabelece as prioridades a observar no domínio dos RSU, as metas a atingir e acções a implementar e as regras orientadoras da disciplina a definir pelos planos multimateriais, intermunicipais e municipais de acção.

Parte das orientações estratégicas definidas no PERSU II emanam do Plano de Intervenção de Resíduos Sólidos Urbanos e Equiparados (PIRSUE), aprovado pelo despacho 454/06 de 9 de Janeiro, de modo a fazer face ao atraso no cumprimento das metas europeias de reciclagem e valorização, no âmbito do qual foram diagnosticados os principais problemas inerentes à gestão de RSU e identificados os eixos de intervenção, medidas e acções a concretizar pelos diversos agentes do sector, com destaque para os sistemas plurimunicipais de gestão de RSU.

Da necessidade de garantir a recolha de toda a informação relevante sobre o «ciclo de vida» dos resíduos já anunciada no DL n.º. 239/97, de 9 de Setembro, surge com o DL n.º. 178/2006, de 5 de Setembro, a 18 de Dezembro a portaria 1408/06 que aprovou o regulamento de funcionamento do SIRER (Sistema Integrado de Registo de Resíduos), o qual agrega toda a informação relativa aos resíduos produzidos e importados para o território nacional e às entidades que operam no sector dos resíduos.

O SIRER foi consubstanciado no ano 2008 no programa de simplificação Administrativa e Legislativa (SIMPLEX), medida 187, a qual indica a criação de um sistema que integre o SIRER, o SIPO (Suporte Electrónico para a Interacção de Pessoas e Organizações), o PRTR (Registo Europeu de Emissões e Transferência de Poluentes), entre outros, como interface único para o utilizador em matéria de ambiente, utilizando para o efeito a plataforma de Registo de Empresas do Instituto dos Registos e do Notariado – SIRAPA (Sistema Integrado de Registo da Agência Portuguesa do Ambiente).

Já em 2009 surge a Portaria 851/09, de 7 de Agosto, que alterou a Portaria 187/07 onde são aprovadas as normas técnicas relativas à caracterização de resíduos urbanos.

O DL n.º 183/09, de 10 de Agosto, estabelece o regime jurídico da deposição de resíduos em aterro, as características técnicas e os requisitos a observar na concepção, licenciamento, construção, exploração, encerramento e pós-encerramento, revogando o DL n.º 152/02, de 23 de Maio.

A 3 de Setembro surge o DL n.º 210/09, que visa estabelecer o regime de constituição, gestão e funcionamento do mercado organizado de resíduos, bem como as regras aplicáveis às transacções nele realizadas e aos respectivos operadores. Indicando no n.º 1 do artigo 62º que o mercado organizado de resíduos compreende todas as plataformas de negociação objecto de reconhecimento por parte da APA, verificados os pressupostos previstos no presente DL.

Legislação pertinente em relação as lamas surge em 1996 com as Portarias n.º 176/96 e 177/96, a primeira fixa os valores-limite de concentração de metais pesados nas destinadas à agricultura, e para os solos, enquanto a segunda fixa as regras sobre a análise das lamas e dos solos.

Ambas as portarias foram revogadas pelo DL n.º 118/06, de 21 de Junho, que estabelece o regime jurídico da utilização agrícola das lamas de depuração e demais legislação regulamentar, de forma a

evitar efeitos nocivos para o homem, para a água, para os solos, para a vegetação e para os animais e a promover a sua correcta utilização. É aplicável à utilização de lamas de depuração em solos agrícolas provenientes de estações de tratamento de águas residuais domésticas, urbanas, de actividades agro-pecuárias, de fossas sépticas ou outras de composição similar.

O DL n.º 276/09, de 2 de Outubro, resultou da necessidade de proceder à actualização do DL n.º 118/06, de 21 de Junho, por forma a adequar e tornar mais simples o procedimento de licenciamento da utilização agrícola das lamas de depuração nele previsto e a harmonizá-lo com outros regimes jurídicos entretanto aprovados, designadamente o regime geral dos resíduos, aprovado pelo DL 178/06, de 5 de Setembro, e o regime de protecção das albufeiras de águas públicas de serviço público e das lagoas ou lagos de águas públicas, aprovado pelo DL n.º 107/09, de 15 de Maio.

A grande motivação do regime jurídico em apreço reside, assim, na necessidade de regular a utilização agrícola das Lamas, congregando dois objectivos ambientais primordiais: a credibilização da operação de valorização de resíduos e a protecção do ambiente e da saúde pública.

2.2. O Composto. Interesse Agronómico

Portugal é de entre os países do Sul da Europa, o que apresenta maior percentagem de terra de má qualidade (66%) bem como aquele que possui maior número de solos sujeitos a elevados riscos de erosão (68%) (Giordano *et al.*, 1992). Os processos de erosão e a desertificação tendem a acelerar nos solos pobres em MO, como é o caso de grande parte dos solos em Portugal (Cordovil, 2003). As condições climáticas e orográficas de Portugal, associadas a práticas culturais desajustadas, conduziram ao empobrecimento dos solos agrícolas nacionais em MO, nomeadamente no Centro e Sul do país (Gonçalves, 2005).

A compostagem é um método bastante utilizado de reciclagem orgânica, em que o fornecimento de MO e também de nutrientes é conseguido através da aplicação controlada de composto aos solos.

Cunha Queda (1999) define compostagem como um processo aeróbio controlado de biooxidação de substratos heterogéneos biodegradáveis, resultante da acção dos microrganismos (bactérias, actinomicetas e fungos) naturalmente associados aos substratos, durante o qual ocorre uma fase termófila, a libertação temporária de substâncias com efeito fitotóxico e as biomassas sofrem profundas transformações (mineralização e humificação parciais), sendo o principal produto final, designado composto, o qual deve ser homogéneo, resultante da biooxidação de substratos heterogéneos biodegradáveis, suficientemente estável para ser armazenado, higienizado e cuja aplicação ao solo não tenha efeitos adversos para o ambiente.

O mesmo autor refere que num sistema de compostagem podemos considerar três etapas:

- O pré-processamento das biomassas, inclui a separação de materiais recuperáveis, de acordo com os requisitos do produto final, redução da dimensão e ajustamento das propriedades do material, como, por exemplo, a humidade e a relação C/N;
- O processo de decomposição aeróbia da fracção orgânica dos resíduos urbanos por diversos microrganismos que alteram a composição química da MO original. Verifica-se uma redução de volume e peso do resíduo e um aumento do calor do material;

- O pós-processamento para afinamento do composto, no qual se realiza um tratamento mecânico, que tem por finalidade melhorar as características granulométricas e remover contaminantes inertes que não foram eliminados na etapa de condicionamento, no caso dos compostos provenientes de RSU.

2.2.1.A Importância da Matéria Orgânica

A MO dos solos inclui uma grande variedade de substâncias, incluindo seres vivos (os organismos do solo), tecidos mortos vegetais e animais em vários estádios de decomposição mas ainda de origem reconhecível, e uma mistura complexa de material orgânico, já decomposto e modificado ou sintetizado de novo, designada por húmus, e que representa normalmente 60-80% da MO total dos solos. A MO representa usualmente 1 a 6% da massa total da camada arável dum solo mineral, e vai influenciar as suas propriedades físicas, químicas e biológicas, sendo determinante para a qualidade e resiliência dos solos. Os organismos do solo estão dependentes da quantidade de carbono e energia existente na MO do solo e nos RO a ele aplicados, pelo facto da sua respiração celular implicar a oxidação dos compostos orgânicos. Por ocorrer perda de carbono para a atmosfera na forma de CO₂ e dissipação de energia na forma de calor, este elemento não pode ser usado indefinidamente. Com efeito, só a adição de novos materiais orgânicos pode conduzir ao aumento do número de organismos heterotróficos, por fornecer mais energia e compostos carbonados, e repor o húmus mineralizado (Varennnes, 2003).

Assiste-se, contudo, a uma preocupante diminuição dos teores deste importante componente do solo na quase totalidade dos solos agrícolas porque, à mineralização natural do húmus, que atinge os seus máximos nas regiões mediterrânicas, no caso do continente europeu, se associaram modificações nas práticas culturais ditadas pela agricultura moderna, tais como:

- Aplicação intensiva de fertilizantes químicos em detrimento dos orgânicos;
- Abandono de práticas que restituem MO ao solo, tais como a utilização de certo tipo de rotações, as siderações e a incorporação de correctivos orgânicos;
- Realização de lavouras profundas, que transferem grande parte da MO do solo para o subsolo;
- Crescente recurso à irrigação, que aumenta substancialmente a taxa de mineralização da MO;
- Intensificação da monocultura, cujos resíduos, de composição nutritiva uniforme, são colonizados por uma flora microbiana selectiva com implicações nas taxas de degradação e humificação, as quais são tanto mais elevadas quanto maior a diversificação das populações de microrganismos (Zucconi *et al.*, 1985).

Do depauperamento dos solos em MO resulta a utilização de maiores quantidades de adubos químicos cuja aplicação em excesso (em particular a dos adubos azotados) fragiliza as plantas e os animais e aumenta a incidência de doenças provocadas por patogénicos e parasitas, segundo a seguinte relação causa-efeito (Mustin, 1987): solo pobre em matéria orgânica → fertilização química acrescida → modificações metabólicas e alteração da composição da seiva → ataque de parasitas → tratamentos mais numerosos e intensos → fragilização de todo o sistema → acidentes culturais mais frequentes → diminuição da qualidade alimentar dos produtos (e também dos rendimentos médios,

em sistema intensivo, para os mesmos investimentos relativamente aos factores de produção) (Gonçalves, 2005).

A formação do húmus ocorre em duas etapas principais: a primeira, que é degradativa, e a segunda, que é de síntese, pelo que não se trata apenas de um processo químico mas também de um processo biológico, onde o papel dos microrganismos e das enzimas é fundamental, já que são estes que permitem a degradação e transformação das moléculas orgânicas em unidades mais simples que, através de processos químicos (condensação e polimerização), dão lugar às moléculas húmicas. O processo de destruição, conduz à desorganização da estrutura dos resíduos e pouco a pouco à transformação dos seus constituintes em compostos mais simples, em geral solúveis ou gasosos (substâncias minerais, amoníaco (NH_3), anidrido carbónico, água...) – processo de mineralização. Em oposição, na fase de síntese ocorre um processo conservador, onde se originam complexos coloidais relativamente estáveis e resistentes à degradação (os compostos húmicos) – processo de humificação (Botelho da Costa, 1979).

Gonçalves (2005), indica que os benefícios da presença da MO nas características do solo e no desenvolvimento das plantas, se devem fundamentalmente à sua fracção estabilizada – os compostos húmicos.

A figura 4 representa o ciclo da MO no solo. Como podemos ver são os materiais de mais fácil degradação (RO) como proteínas e amido, a primeira fonte de carbono orgânico a ser utilizada. Por isso é tão importante a incorporação de RO no solo na medida em que provocam uma explosão na população microbiana. O carbono que é usado como fonte de energia pelos microrganismos é libertado na forma de CO_2 durante a respiração, no entanto, nem todo o carbono é usado na respiração, parte do carbono, assim como do azoto, do fósforo e do enxofre são utilizados na síntese de novas células microbianas. Após a decomposição dos resíduos facilmente decomponíveis a maioria dos microrganismos morre, permanecem os microrganismos capazes de degradar a matéria lentamente decomponível como a lenhina e a celulose (Varennnes, 2003)

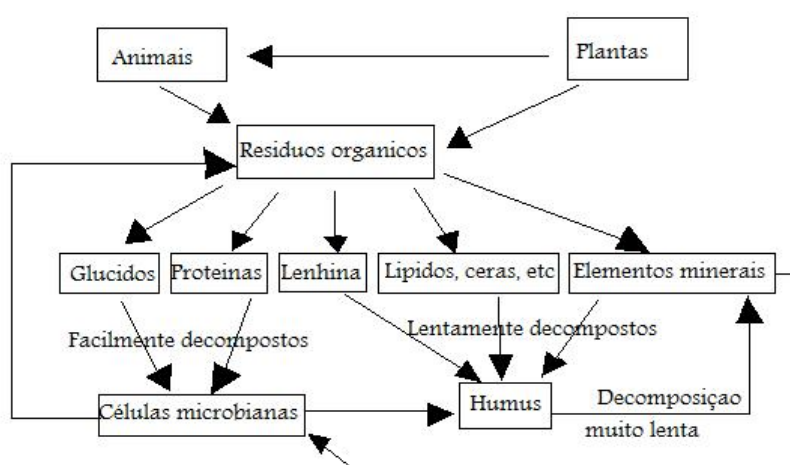


Figura 4: Transformações da MO no solo (Varennnes, 2003)

Os compostos húmicos ou substâncias húmicas são misturas heterogéneas de moléculas a que não corresponde uma única forma estrutural. São moléculas aromáticas complexas com aminoácidos, açúcares aaminados, péptidos e compostos alifáticos ligados aos grupos aromáticos. São amorfas, de

natureza coloidal, hidrofílicas, ácidas e de cores amarela a preto acastanhado. Estas substâncias encontram-se divididas em três classes (esquematzadas na figura 5) consoante a sua solubilidade: ácidos fúlvicos, solúveis em ácidos e bases; ácidos húmicos, solúveis em bases e insolúveis em ácidos; humina, insolúvel em bases e ácidos (Varenes, 2003).

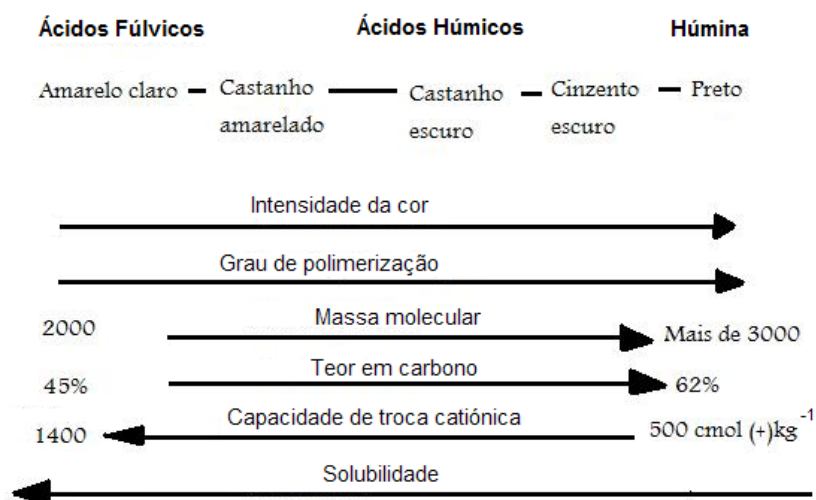


Figura 5: Algumas propriedades das substâncias húmicas (Varenes, 2003)

Grande parte das propriedades das substâncias húmicas é conferida à composição e conformação da sua unidade elementar que pode ser considerada pela presença de estruturas aromáticas (polifenóis e quinonas) associadas a compostos de natureza alifática. Assim o tamanho molecular destas estruturas é função da dimensão do núcleo, ou seja, da natureza dos precursores fenólicos, enquanto a sua reactividade vai depender das cadeias alifáticas periféricas portadoras de grupos – COOH na extremidade. A forma das moléculas húmicas, tem um papel importante na formação da estrutura do solo. Efectivamente, o facto das moléculas de ácidos húmicos possuírem uma estrutura flexível e ramificada com muitas cavidades internas determina, de forma significativa, a sua capacidade de absorção em relação à água. Tem também um enorme interesse a génese do solo na formação de uma boa estrutura, na disponibilidade e mobilidade de determinados nutrientes, em particular micronutrientes (Schnitzer, 1991).

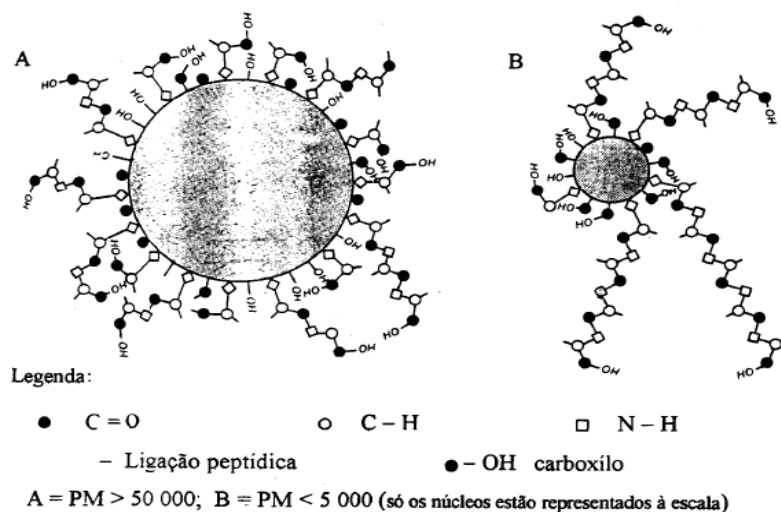


Figura 6: Estrutura de duas macromoléculas de tipo húmico (Gonçalves, 2005)

As substâncias húmicas representam 70-80% do húmus sendo o restante constituído pelas substâncias não húmicas, que segundo o mesmo autor correspondem a moléculas de composição definida, quer resultantes da actuação dos microrganismos sobre os resíduos vegetais e animais, quer de origem microbiana. São menos complexas e menos resistentes à degradação do que as húmicas. Incluem glúcidos (açúcares, amido, celulose e hemicelulose), aminoácidos e proteínas, ácidos orgânicos, lípidos, ácidos nucleicos e lenhinas (Varenes, 2003).

A MO assume comportamentos distintos consoante as características dos vários compostos orgânicos que a constituem:

- Nos resíduos de natureza vegetal e animal com baixa razão C/N, a MO é mineralizada rapidamente não contribuindo para a formação de húmus.
- Nos resíduos de baixa biodegradabilidade (com elevada componente lenho celulósica), acrescentam grande quantidade de material estabilizado ao húmus do solo.

(Gonçalves, 2005)

O próprio húmus tem uma mineralização lenta no solo, fruto da sua riqueza em fenilpropano e polifenóis que são resistentes à degradação. Botelho da Costa (1979) refere que o húmus é a fracção da MO resistente à decomposição, de cor escura e de natureza heterogénea. O Quadro 6 apresenta os factores que influenciam a humificação.

Quadro 6: Factores que influenciam a humificação (Costa *et al.*, 1991)

Factores	Tipos de influência	
Vegetais	Condições microclimáticas e edáficas	Temperatura, humidade, estrutura, atmosfera edáfica, actividade microbiana
	Composição dos materiais	Composição bioquímica, conteúdo em azoto e carbono, potencial húmico dos resíduos, labilidade e estabilidade, conteúdo em substâncias bioactivas
Climáticos	Pluviosidade, temperatura	Latitude, altitude, sequências climáticas, geadas, secas, etc.,
Edáficos	Textura, argilas	Complexos de troca e tipos de argilas
	Riqueza em bases	pH e % de saturação
	Arejamento e humidade	Percentagem de saturação hídrica, porosidade e potencial redox
Antrópicos	Operações de cultivo	Alteração do equilíbrio biológico, substituição da vegetação natural, alteração do horizonte natural de solo, troca edafo-climáticas, contaminação química, alteração da paisagem, etc.

A influência que a MO tem sobre os parâmetros que definem a fertilidade dos solos agrícolas e sobre o desenvolvimento das culturas pode ser sistematizada de acordo com a sua acção sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Moreno, 1996).

Quadro 7: Efeitos mais importantes da MO em solos de cultivo (Urbano Terrón, 1988)

Parâmetros Edáficos	Efeitos da MO Humificada
Físicos	<ul style="list-style-type: none"> - Aumenta a capacidade calórica - Reduz as oscilações térmicas - Promove a agregação de partículas elementares - Aligeira os solos de textura argilosa e aumenta a coesão dos solos de textura arenosa - Aumenta a estabilidade estrutural - Aumenta a permeabilidade hídrica e gasosa - Facilita a drenagem e os trabalhos agrícolas - Reduz a erosão - Aumenta a capacidade de retenção hídrica - Reduz a evaporação - Melhora o balanço hídrico
Químicos	<ul style="list-style-type: none"> - Aumenta o poder tampão - Regula o pH - Aumenta a CTC - Mantém os catiões em formas susceptíveis de ocorrerem trocas catiónicas - Forma quelatos - Mantém as reservas de azoto
Biológicos	<ul style="list-style-type: none"> - Favorece a germinação das sementes - Favorece a respiração radicular - Favorece o estado sanitário dos órgãos subterrâneos - Regula a actividade microbiana - Fonte de energia para microrganismos heterotróficos - O CO₂ libertado favorece a solubilização mineral - Contraria o efeito de algumas toxinas - Modifica a actividade enzimática - Activa a rizosfera - Melhora a nutrição mineral das culturas

Nos últimos 40 anos, cerca de um terço dos solos agrícolas mundiais deixaram de ser produtivos do ponto de vista agrícola, devido à erosão. Em Portugal Continental cerca de 95,7% dos solos apresentam capacidade de troca catiónica (CTC) média a baixa e 88,2% um pH abaixo do considerado óptimo para o crescimento da vegetação, consequentemente apenas uma pequena parte do território continental tem quantidade de MO considerada média ou alta. De acordo com a Carta de Solos de Portugal, apresentada na figura 7, 66% dos seus solos são classificados de baixa qualidade (APA, 2007).

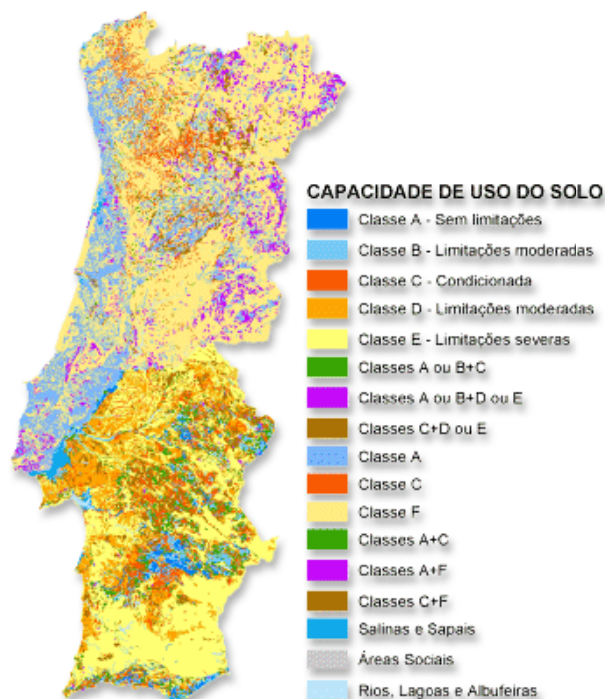


Figura 7: Carta de capacidade de uso do solo. (APA, 2007)

2.2.2.O Composto como Correctivo Orgânico e Fertilizante

A riqueza em MO, os teores relevantes de macro e micro nutrientes e a presença de uma diversificada flora microbiana conferem ao produto da compostagem quer de RSU quer de Lamas – o composto - propriedades que lhe permitem uma vasta gama de aplicações.

Actualmente é mais frequentemente utilizado como correctivo orgânico dos solos, na perspectiva de contrariar a tendência para o esgotamento dos solos em MO, já que os RSU contêm cerca de 40% de MO e as Lamas entre 40 a 70% de MO (APA, 2009) variando em função do grau de estabilização.

Como já vimos, o composto, devido à elevada heterogeneidade do substrato inicial, da duração e qualidade do processo de compostagem, apresenta grande variedade em diversos parâmetros. A própria MO presente nos resíduos a compostar apresenta grande variabilidade e complexidade. Um dos objectivos da compostagem é a estabilização da MO de modo a que, o produto final se apresente estável e semelhante ao húmus (Cunha Queda, 1999).

A aplicação de MO insuficientemente estabilizada pode originar graves prejuízos ao nível das culturas na medida em que compromete o desenvolvimento das plantas devido à presença de substâncias com características fitotóxicas e à competição por minerais com a população microbiana.

O processo de degradação da MO e formação de substâncias húmicas durante o processo de compostagem difere do processo que decorre nos solos apenas no tempo de duração do processo, temperatura máxima atingida e controle das condições decorrentes.

Segundo Cunha Queda (1999), a evolução da MO ao longo da compostagem, ocorre em duas fases interdependentes: a de decomposição e a de humificação.

A fase de decomposição ocorre durante os primeiros estádios do processo de compostagem, denominada fase activa da compostagem por ocorrer uma intensa actividade microbiana, responsável

pela decomposição da maior parte dos componentes biodegradáveis em condições oxidantes, como por exemplo: açúcares, ácidos gordos, gorduras, aminoácidos e proteínas (Cunha Queda, 1999). A população microbiana é heterotrófica, heterógena, mesófila e aeróbia, essencialmente constituída por bactérias e alguns fungos (Faustino, 2006). Em consequência desta acção microbiana, na presença de oxigénio e água, ocorre a libertação de CO₂, vapor de água, NH₃, metabolitos intermédios (potencialmente fitotóxicos) e energia na forma de calor (Cunha Queda 1999).

Quando as temperaturas ultrapassam os 40 °C permanecem apenas as bactérias e fungos termófilos e as actinomicetas (Day e Shaw, 2001). Quando ultrapassam os 60 °C, restam apenas bactérias térmofilas, que degradam a quase totalidade da MO, excepto a matéria de decomposição lenta - celulose e lenhina (Silva *et al.*, 2000). Estes por sua vez são atacados por fungos e actinomicetas. Os fungos favorecem a diminuição da temperatura, do pH e da humidade e as actinomicetas, cuja actividade é fundamental na humificação da MO e na excreção de substâncias aromáticas (geosmina) que conferem ao composto o aroma vulgarmente designado por “terra molhada” (Cunha Queda, 1999).

A fase de humificação da MO ocorre mais tarde na fase de acabamento (*curing*) do processo de compostagem, onde é completado o processo de transformação da MO, ainda em condições aeróbias ou micro aerofílicas mas não fortemente oxidantes, para evitar a excessiva mineralização da MO e permitir a formação das substâncias húmicas e, ao mesmo tempo, eliminar substâncias fitotóxicas que eventualmente se possam, ter formado durante a fase activa do processo de compostagem. Este processo resulta da acção combinada de processos biológicos, microbiológicos e químicos (Ciavatta *et al.*, 1993). Na figura 8 encontram-se esquematizadas quatro teorias das várias teorias propostas para a formação do húmus.

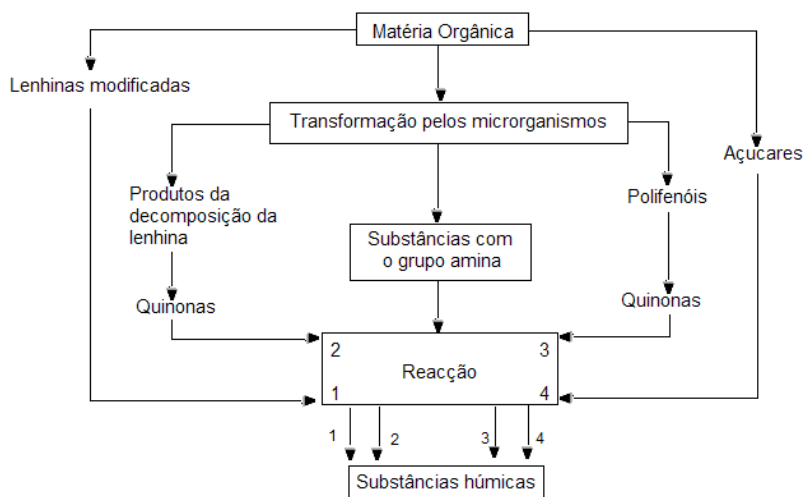


Figura 8: Principais vias propostas para a formação do húmus (Stevenson, 1982)

- Via 1: é defendida a teoria de que as lenhinas, por serem muito resistentes à decomposição, sofrem ligeiras modificações químicas (dimetilação e oxidação) e condensam-se com substâncias azotadas, resultantes de síntese microbiana, como as proteínas para formarem o húmus:
- Via 2: como os aldeídos e os ácidos fenólicos derivados da lenhina pela decomposição microbiana, são convertidos enzimaticamente a quinonas, que por sua vez, sofrem uma

polimerização na presença ou ausência de substâncias contendo o grupo amina de forma a originarem as substâncias húmicas;

- Via 3: polifenóis são sintetizados a partir de estruturas diferentes da lenhina, como por exemplo, a celulose, que contem um elevado conteúdo em substâncias facilmente mobilizáveis, sendo por isso mais rapidamente humificados os resíduos que a contêm. Posteriormente, tal como na via 2, os polifenóis são enzimaticamente oxidados a quinonas que por polimerização formam as substâncias húmicas;

- Via 4: bastante simples, sugere que produtos secundários do metabolismo microbiano, como açúcares redutores e aminoácidos, formem polímeros azotados após sofrerem polimerização não enzimática.

Um composto correctamente estabilizado e higienizado melhora as características biológicas, físicas e químicas solo, as quais se encontram descritas no Quadro 8.

Quadro 8: Características do solo influenciadas pela aplicação de compostos (adaptado de Gonçalves, 1999)

Características biológicas	A aplicação de composto ao solo vai provocar um aumento do teor de MO, o qual vai promover o aparecimento de vários organismos, levando assim a um aumento da biodiversidade. De entre estes microrganismos encontram-se muitos ditos benéficos ou auxiliares (alguns fornecidos directamente pelo próprio composto), que vão competir com os causadores de doenças pelos nutrientes; outros serão predadores directos de alguns desses causadores de doenças; outros ainda, produzem antibióticos que matam algumas bactérias presentes no solo, tornando-o mais resistente às pragas e doenças. Devido ao comprovado efeito supressivo do composto (redução da susceptibilidade a doenças e pragas), a aplicação de composto pode levar a uma diminuição da aplicação de agroquímicos.
Características físicas	O composto, por apresentar um elevado teor de MO, contribui para uma melhoria significativa da estrutura do solo (torna mais “leve” um solo argiloso e mais “pesado” um solo arenoso). Beneficia a porosidade do solo, o que por sua vez vai beneficiar o arejamento, bem como a capacidade de retenção de água e a resistência à compactação, favorecendo assim a germinação de sementes. Melhora também o desenvolvimento radicular das plantas por diminuir a impedância do solo. A capacidade de resistência à erosão e à lavagem aumentará também devido à melhor estrutura e maior capacidade de retenção de água.
Características químicas	Devido ao elevado teor de MO, o composto vai promover um aumento do poder tampão do solo e também da CTC (isto porque na MO predominam as cargas negativas); o aumento da CTC dá origem a uma retenção mais prolongada de nutrientes e previne a sua lixiviação. Em relação à salinidade, embora possa apresentar valores medianamente elevados em alguns casos, não aparenta ser um grande obstáculo à incorporação deste produto no solo, uma vez que a massa de composto aplicada é muitíssimo inferior à massa de solo, acentuando-se assim o factor de diluição; a excepção ocorre quando o composto tem como finalidade servir de substrato para o crescimento de plantas, onde uma elevada salinidade pode dificultar extremamente a germinação e absorção de água. Por possuir nutrientes, a aplicação de composto vai aumentar a disponibilidade destes elementos para as plantas. Em relação a produtos fitotóxicos ou inibidores de crescimento das espécies da cultivar, estes não existem no composto.

O composto é considerado, principalmente, como condicionador do solo, no entanto, também tem poder fertilizante por possuir grande parte dos macro e micronutrientes, embora em quantidades distintas e a libertação é feita de forma gradual, contrariamente aos fertilizantes químicos. Os teores dos macronutrientes principais, azoto, fósforo e potássio, presentes no composto variam consoante a composição da matriz inicial e o método de compostagem. Em Portugal, os teores totais de N, P_2O_5 e K_2O , presentes no composto, raramente excedem os 2%, 1,6% e 1,7%, respectivamente (Gonçalves, 1999).

O azoto é, na maior parte dos casos, o elemento que mais influência vai exercer nas produções, razão por que, geralmente, é considerado o primeiro entre os macronutrientes principais (Quelhas dos Santos, 1996).

A disponibilidade de azoto para as plantas através do composto não é imediata, uma vez que a grande maioria do azoto se encontra na forma orgânica, não disponível para as plantas. A mineralização (passagem de azoto orgânico a azoto mineral) é geralmente a etapa limitante da disponibilidade de azoto no solo. Após mineralizado, o azoto pode ser absorvido pelas plantas quer seja na sua forma amoniacal, ou na sua forma nítrica, no entanto um equilíbrio entre estas duas formas deve ser mantido na medida em que, o azoto amoniacal em excesso pode revelar-se fitotóxico e pode volatilizar-se, e o azoto nítrico, enquanto forma aniónica não pode ser retido no complexo de troca do solo, o que pode originar grandes perdas por lixiviação. Pelos processos de nitrificação e desnitrificação as formas minerais de azoto vão-se reconvertendo respectivamente em ião nitrato e ião amónio. A disponibilidade de azoto no composto vai depender da sua razão C/N, quanto menor for esta razão, maior será a mineralização do azoto e consequentemente maior a disponibilidade de azoto para as plantas (Gonçalves, 1999).

Em relação ao fósforo, este encontra-se presente no composto, na sua maioria na forma orgânica, no entanto, também conter quantidades significativas de fósforo nas formas assimiláveis HPO_4^{2-} e $H_2PO_4^-$. Na generalidade, aplicações de composto ao solo, aumentam a disponibilidade de fósforo no solo (Hortenstine e Rothwell, 1968; Bengtson e Cornette, 1973; Terman *et al.*, 1973; Giusquiani *et al.*, 1988; Cortellini *et al.*, 1996) devido à presença de MO e, nomeadamente: à formação de complexos fosfo-húmicos; à estimulação de actividade microbiana responsável pela mineralização de fósforo orgânico e pela produção dos ácidos orgânicos que dissolvem a rocha fosfatada (libertando fósforo assimilável); ao revestimento de partículas de sesquióxidos pelo húmus; à substituição de iões fosfato por iões humato, o que também reduz a solubilização do fósforo (Mustin, 1987; Giusquiani *et al.*, 1988; Stratton e Rechcigl, 1998). Nos solos ácidos com elevados teores de ferro e alumínio de troca, a incorporação do composto também contribui para o aumento da disponibilidade do fósforo o que poderá dever-se à solubilização do alumínio, devido ao aumento de pH (Iglesias-Giménez *et al.*, 1993) ou, devido à actividade de protões gerados com a oxidação do azoto amoniacal a nítrico por acção das bactérias nitrificantes (*Nitrosomonas* e *Nitrobacter*) (Mahiamairaja *et al.*, 1993).

O potássio num composto final maturado está bastante mais disponível para as plantas do que o azoto ou o fósforo, uma vez que este não se encontra incorporado na MO, ou seja, está já na sua forma mineral. As aplicações de composto aumentam, ainda, os teores de potássio de troca do solo (Giusquiani *et al.*, 1988), fruto da sinergia húmus-argila na capacidade de absorção deste nutriente

pelo complexo de troca (Mustin, 1987). No entanto, o potássio é um elemento bastante solúvel em água, o que pode dar origem a perdas por lixiviação quer após a aplicação do composto, quer mesmo durante o processo da compostagem (aconselha-se que a compostagem seja efectuada sob coberto).

No que diz respeito aos micronutrientes, as quantidades requeridas pelas culturas são, regra geral, tão pequenas que basta a presença de quantidades vestigiais destes elementos no composto para que se possam suprir as necessidades das plantas. Em todo caso é importante referir que alguns desses elementos, os metais pesados, mesmo em baixas concentrações podem ser prejudiciais, no entanto, os riscos de fitotoxicidade por elementos como o boro, o cobre ou o zinco são muito reduzidas, porque as quantidades presentes no composto são muito reduzidas no caso do boro e porque provocam o aumento do pH e vinculam quantidades assimiláveis de ferro, o que inibe a sua absorção, no caso do cobre e do zinco (Gonçalves, 1999).

2.2.3.Utilização do Composto nos Solos

O documento “Especificações Técnicas sobre a Qualidade e Utilizações do Composto” de 4 de Dezembro de 2008 (Anónimo, 2008) reflecte algumas propostas do 2º Draft do Documento de Trabalho sobre o Tratamento Biológico de Resíduos Biodegradáveis, DG-ENV. A.2, Fevereiro 2001 e o Documento de Trabalho sobre Lamas e Resíduos Biológicos, DG-ENV. A.2/LM, Dezembro 2003.

Estas especificações técnicas estabelecem classes de qualidade para o composto em função de alguns parâmetros e fixam os critérios para a sua utilização. A potencial contaminação do solo com metais pesados é uma das questões mais preocupantes, aquando a aplicação do composto, sendo por conseguinte necessário analisar o composto e o solo em causa de forma a prevenir toxicidade por metais pesados e ainda problemas de salinidade pH e outros.

Quadro 9: Valores máximos admissíveis dos teores “totais” * de metais pesados nos solos (reportados à m.s.) em que se pretenda aplicarem composto, e quantidades máximas que se podem incorporar anualmente nos solos (Anónimo, 2008).

Elemento	Valores máximos admissíveis no solo (mg/kg)			Valores máximos das quantidades que se podem incorporar por ano nos solos (g/ha/ano)**
	5 ≤ pH < 7	6 ≤ pH < 7	pH ≥ 7	
Cádmio (mg/kg)	0,5	1	1,5	30
Chumbo (mg/kg)	50	70	100	2250
Cobre (mg/kg)	20	50	100	3000
Crómio (mg/kg)	30	60	100	3000
Mercúrio (mg/kg)	0,1	0,5	1	30
Níquel (mg/kg)	15	50	70	900
Zinco (mg/kg)	60	150	200	7500

Com base nas concentrações em metais pesados, materiais inertes antropogénicos, pedras e microrganismos patogénicos no Composto, estabeleceram-se três classes de qualidade: Classe I, Classe II e Classe III, admitindo-se uma quarta (Classe II A), de carácter provisório, até futura revisão do presente documento.

Um composto de qualidade classe I e II pode ser utilizada, genericamente, na agricultura, ao de qualidade II A destina-se apenas a culturas agrícolas arbóreas e arbustivas, nomeadamente pomares,

olivais e vinhas, bem como a espécies silvícolas e a qualidade classe III só pode ser utilizado nos solos onde não se pretendam implantar culturas destinadas à alimentação humana e animal.

Quadro 10: Valores máximos admissíveis para os teores "totais" de metais pesados, materiais antropogénicos*, pedras de granulometria superior a 5 mm no Composto (valores reportados à m.s.) e valores máximos admissíveis relativos à concentração em microrganismos patogénicos (valores reportados à matéria fresca) (Anónimo, 2008)

Parâmetro	Composto			
	Classe I	Classe II	Classe II A	Classe III
Cádmio (mg/kg)	0,7	1,5	3	5,0
Chumbo (mg/kg)	100	150	300	500
Cobre (mg/kg)	100	200	400	600
Crómio (mg/kg)	100	150	300	400
Mercúrio (mg/kg)	0,7	1,5	3	5,0
Níquel (mg/kg)	50	100	200	200
Zinco (mg/kg)	200	500	1000	1500
Materiais inertes antropogénicos (%)	0,5	1,0	2,0	3,0
Pedras > 5 mm (%)	5,0	5,0	5,0	-
<i>Salmonella spp.</i>	Ausente em 25 g	Ausente em 25 g	Ausente em 25 g	Ausente em 25 g
<i>Escherichia coli</i> (NMP/g)	1000	1000	1000	1000

Um composto devidamente higienizado (característica necessária para que o composto tenha qualidade), encontra-se ausente de *Salmonella spp.* em 25 g de matéria fresca e o número mais provável (NMP) do microrganismo *Escherichia coli* tem como limite máximo admissível 1000 NMP/g.

A eliminação (ou inactivação) dos microrganismos patogénicos presentes nos RO submetidos a tratamento biológico é, principalmente, levada a efeito através da acção da temperatura e do tempo de exposição dos microrganismos a essa temperatura.

Durante o processo de compostagem, na evolução da temperatura ocorre uma fase mesófila (uma inicial e outra final) e uma fase termófila. A fase mesófila inicial é caracterizada por um aumento de temperatura até cerca de 45 °C como resultado da metabolização e mineralização de moléculas simples contendo carbono e azoto. A fase termófila também ocorre na fase activa do processo de compostagem, como resultado do aumento da temperatura até aos 70 °C, tendo como consequência um efeito selectivo a favor de um grupo restrito de microrganismos heterotróficos, aeróbios e termófilos. Finalmente ocorre a fase mesófila final, caracterizada por uma lenta e progressiva diminuição da temperatura, devido à auto-ilimação dos microrganismos termófilos devido à sua própria produção de calor, originando de novo o crescimento dos microrganismos mesófilos.

A fase termófila é a responsável pela eliminação/inactivação da maior parte dos microrganismos patogénicos associados aos materiais de partida. No entanto, a temperatura não é o único factor que condiciona a higienização das biomassas, segundo Wiley (1962), os microrganismos também podem ser destruídos ou controlados por efeito competitivo com outros microrganismos, por relações de antagonismo e pela acção de substâncias antibióticas ou inibidoras produzidas por certos microrganismos e Stentiford (1989) refere também as alterações de pH (Cunha Queda, 1999).

No quadro 11 fixam-se os valores máximos admissíveis dos teores de compostos orgânicos e dioxinas para todas as classes estabelecidas do composto.

Quadro 11: Valores máximos admissíveis para todas as classes de composto (Anónimo, 2008)

Compostos orgânicos	Valores Limite (mg/kg MS)
AOX (compostos organohalogenados adsorvíveis ou haletos orgânicos adsorvíveis)	500
LAS (alquilo benzenossulfonatos lineares)	2 600
DEHP (di(2-etilhexil) ftalato)	100
NPE (nonilfenóis e nonilfenóis etoxilados)	50
PAH (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos)	6
PCB (Compostos bifenilos policlorados)	0,8
Dioxinas e furanos	Valores Limite (mg TE/kg MS)
PCDD/F (policlorodibenzodioxinas/furanos)	100

É aconselhável que o composto, destinado à utilização na agricultura, tenha um teor de humidade inferior a 40%, teor de MO superior a 30% (reportado à matéria seca) e granulometria inferior a 25 mm. Em relação ao solo o pH deve situar-se acima de 5,0 caso contrário a aplicação do composto deverá ser precedida por calagem, é ainda benéfico que o solo seja de baixo declive e que a aplicação do composto seja feita pelo menos três semanas antes da sementeira ou plantação.

O documento em questão indica como teste de maturação a efectuar o teste do auto-aquecimento em vasos de *Dewar*, indicando as três categorias do em que o composto é classificado (quadro 12).

Quadro 12: Categorias do composto em função do grau de maturação (Anónimo, 2008).

Temperaturas atingidas no teste de autoaquecimento em vasos de Dewar (T° C)	Graus	Categorias do Composto
T < 40	IV e V	Maturado
40 < T < 50	III	Semi-maturado
T > 50	I e II	Fresco

Baptista e Baptista (2007), apresentaram um quadro que relaciona a classe de estabilidade e utilização mais adequada do composto, a qual será importante apresentar visto que a estabilidade também é um conceito inerente à qualidade do composto.

Quadro 13: Relação entre classe de estabilidade e utilização mais adequada do composto (Woods End, 2000).

Classe de estabilidade	Utilização mais adequada do composto
V	Plantas em vaso, substrato de germinação
IV	Jardinagem, estufas
III	Fruticultura em geral
II	Culturas sachadas em geral, culturas de cama quente
I	Material a compostar, produção de cogumelos

2.3. Avaliação da Qualidade dos Compostos

A compostagem é mais do que um tratamento de resíduos, é uma forma de obtenção de produtos, cuja qualidade final nunca deverá ser esquecida, de forma a evitar o risco de obter produtos que irão causar sérios problemas aquando da sua aplicação aos solos, problemas esses que nem sempre são imediatamente detectáveis (Cunha Queda, 1999).

Não existe um único parâmetro que por si só permita avaliar a qualidade dos compostos, tornando-se necessária a utilização conjunta de vários parâmetros para a sua correcta avaliação e potencial de utilização (Cunha Queda, 1999).

Segundo Teodoro (2006), a qualidade de um composto é importante especialmente quando este é usado para fins agrícolas e depende:

- Do decorrer do processo de compostagem
- A tecnologia utilizada
- Da matéria-prima
- Do grau de estabilidade e maturação
- Do conteúdo em MO do composto
- Da presença de substâncias potencialmente perigosas e indesejáveis ao ambiente e às normas de qualidade

Um produto com qualidade é um produto higienizado, homogêneo, estável e maturado, cuja aplicação ao solo não tenha efeitos adversos para o ambiente (Cunha Queda 1999).

A monitorização do processo de compostagem é um dos factores importantes para a obtenção de um produto de qualidade. A dinâmica do processo é afectada por parâmetros como a ventilação, controle de temperatura, estrutura da matriz (porosidade e forças mecânicas), homogeneidade da mistura de materiais, pH e relação C/N (Cunha Queda *et al.*, 2002).

Brito (2005), refere que é essencial para a qualidade do composto a mistura de materiais ricos em carbono com materiais ricos em azoto, pois os ricos em carbono fornecem MO e energia enquanto os ricos em azoto aceleram o processo, na medida em que são imprescindíveis para o crescimento dos microrganismos. O autor indica ainda que, os materiais não devem conter vidros, plásticos, tintas, óleos, metais, pedras ou outras substâncias que prejudiquem o processo de compostagem e por conseguinte a qualidade do produto final. Cunha Queda (1999) acrescenta que tal só será possível através de recolha selectiva dos resíduos ou por separação na fonte.

Outro aspecto a considerar é a actividade biológica residual dos compostos, visto que, se estes forem apenas estabilizados, maturados e com diminutas contaminações, quer de origem fecal quer de metais pesados, mas forem inertes do ponto de vista biológico, a sua aplicação ao solo será diminuta e, mesmo, sem interesse (Inbar *et al.*, 1993). A actividade biológica residual é a responsável pelo efeito supressivo do composto, que parece estar relacionado com o antagonismo microbiano de microrganismos presentes nos compostos, cuja acção é devida à competição pela utilização dos nutrientes do solo, produtos de antibióticos, hiperparasitismo e à indução de resistência a algumas plantas contra fitopatogénicos específicos (Hoitink e Kuter, 1984; Vallini, 1995b).

Quanto ao grau de estabilidade e maturação, são ambos conceitos que integram o conceito de qualidade dos compostos (Cunha Queda, 1999). Sendo estes abordados mais pormenorizadamente nos pontos seguintes.

A garantia do cumprimento de normas de qualidade para compostos leva a um aumento de confiança dos consumidores no produto final e aumenta as possibilidades de diversificação das suas aplicações (Teodoro, 2006).

2.3.1. Parâmetros Gerais

Desde há muito é objecto de controvérsia as definições de estabilização e de maturação e, consequentemente a diferença entre composto estabilizado e composto maturado. Segundo Cunha Queda (1999), a dificuldade em diferenciar composto estabilizado de composto maturado, encontra-se em conseguir avaliar onde acaba a fase activa e tem início a fase de acabamento, tendo em conta que ocorre uma sobreposição das mesmas.

Os parâmetros de estabilidade dos compostos são referidos por vários autores como sendo os que estão relacionados com a avaliação da actividade microbiológica e, consequentemente, com o grau de transformação dos componentes da biomassa facilmente biodegradável (Jiménez e Pérez García, 1989; Frost *et al.*, 1992; Iannotti *et al.*, 1993; Richard e Zimmerman, 1995; Adani *et al.*, 1997). No caso da maturação, esta é muitas vezes relacionada com o grau de evolução da MO durante o processo de compostagem sendo a MO humificada característica de compostos maturados, havendo, por conseguinte, autores que relacionam a maturação com a capacidade de promover efeito benéfico no solo (He *et al.*, 1992; Iannotti *et al.*, 1993; Castaldi *et al.*, 2007) e ainda, autores que a associem à fitotoxicidade (Iannotti *et al.*, 1993).

Para este autor o composto estável está associado à perda de degradabilidade, com consequente redução do seu potencial de fitotoxinas, enquanto a maturação é função das propriedades organo-químicas do composto, das quais algumas podem causar efeito fitotóxicos, distintos dos produzidos por compostos inorgânicos ou por salinidade.

São vários os parâmetros propostos para a avaliação da estabilidade e da maturação dos compostos, bem como a sua classificação. Alguns autores classificam-nos segundo os métodos utilizados para a sua avaliação como por exemplo métodos químicos, físicos, ensaios microbiológicos e biológicos, método por espectroscopia, grau de humificação, métodos de observação, de parâmetros de biomassa. Para Cunha Queda (1999) será mais lógica uma classificação com base nos parâmetros relacionados com estabilidade, maturação e outros indicadores de qualidade.

É, de referir que não existe um único método capaz de garantir a maturação ou estabilidade de um composto. Existem de facto, vários parâmetros químicos que podem ser úteis no acompanhar da evolução de diferentes tipos de materiais durante o processo de compostagem, mas que perante a necessidade de distinguir compostos de diferentes origens e frequentemente constituídos por materiais de origem desconhecida, se revelam sem qualquer utilidade (Baptista e Baptista, 2007).

2.3.2. Estabilidade

O conhecimento do grau de estabilidade biológica de um composto é de extrema importância devido, ao seu potencial de produção de odores, reaquecimento da biomassa, produção de biogás residual, reaparecimento de patogénicos, fitotóxicidade, efeito supressivo e parâmetros do processo tais como, taxa de arejamento e tempo de retenção (Iannotti *et al.*, 1993) e, fornece indicações acerca do processo, bem como permite comparar a eficiência dos vários sistemas de compostagem (Iannotti *et al.*, 1993).

Os testes usados para estimar a biodegradabilidade são uma importante parte da caracterização dos RO, visto que estes podem ser usados para obter informações sobre a estabilidade biológica dos resíduos. Adani *et al.* (2002); Iannotti *et al.* (1993), indicam que o princípio básico dos testes que medem a biodegradabilidade é saber quanto do carbono pode ser mineralizado e qual a rapidez a que pode ser degradado.

Segundo os autores, os teste são divididos em método de:

1. Respirométrico anaeróbio
2. Respirométrico aeróbio
3. Auto-aquecimento
4. Espectrográfico
5. Enzimático

Os métodos descritos no quadro 14 avaliam a biodegradabilidade de um substrato sob condições metogénicas anaeróbias através da medição da libertação de biogás (CO_2 e CH_4). A amostra é incubada num sistema com controlo de temperatura, onde são adicionados nutrientes e bactérias de modo a criar óptimas condições microbiológicas metanogénicas. A desvantagem passa pela utilização de amostras de pequenas dimensões, podendo assim, não ser suficientemente representativas no caso da biomassa ser composta por uma mistura de resíduos sólidos (Wagland *et al.*, 2008).

Quadro 14: Sumário dos métodos existentes para os testes anaeróbios (Wagland *et al.*, 2008).

Método	Temp. (°C)	Duração	Humidade	Amostra	Tamanho da amostra	Preparação da amostra	Unidade	Referências
Owen <i>et al.</i>	35	30 dias	—	Lama digerida mesófila	Amostra de turfa (DOC < 2 g/L)	30% CO_2 70% N_2 inseridos a uma taxa de 0,5 L/min.	$\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg DOC}$	Owen <i>et al.</i> (1979)
Shelton e Tiedje	35	8 semanas	—	Lama proveniente de digestores municipais	50 $\mu\text{g C/mL}$	—	% produção de gás	Shelton e Tiedje (1984)
Pagga e Beimbom	35	60 dias	—	1-3 g/L (TS) de lama digerida	100 mg/L C (20 mg/L se a amostra for tóxica)	Injecção de azoto e ajuste de pH a 7	% total de biodegradação	Pagga e Beimbom (1993)
Stinson e Ham	35	60 dias	—	Solução 10% de lama digerida com inoculo	?	Seca e moída a 2 mm	Taxa de decomposição de celulose	Pagga e Beimbom (1993)
Kelly <i>et al.</i>	35	45 dias	—	Lama proveniente de um digestor anaeróbio	?	Seca e moída a 10 mm	mL/g	Kelly <i>et al.</i> (2006)
Teste de incubação GS90	40	90 dias	Saturação de água até ao nível da capacidade de campo	Amostra fresca	1 kg m.s. + H_2O	Peneirada a <20 mm	mg/kg a.s.	Binner e Zach (1999a)
Teste de fermentação GB21	35	21 dias	50 g (a.s.) de amostra + 300 ml de H_2O	Lama proveniente de um digestor anaeróbio	0,5 g a.s.	Moída a 2 mm	mL	Binner e Zach (1999a)
Harries, Cross e Smith	35	3 meses	Seca a 105 °C	Amostra controlada em laboratório por vários anos	0,5 g	Seca a 105 °C e moída a 2 mm	?	Harries (2001)
BM100	35	100 dias	Seca a 70 °C até se obter 87-93% de m.s.	Lama proveniente de um digestor anaeróbio	20 g	Injecção de azoto	l/kg LOI	Godley <i>et al.</i> (2007)

Os testes descritos no quadro 15 medem o consumo de O_2 ou a libertação de CO_2 , de modo a avaliar a biodegradabilidade dos compostos orgânicos. Encontram-se divididos em dinâmicos e estáticos, em que os últimos fornecem, geralmente, valores mais baixos do que os métodos dinâmicos o que indica

a vantagem do arejamento durante a duração do teste. Estes métodos diferem ainda, na metodologia de avaliação do O₂ consumido ou do CO₂ produzido, na temperatura e no tempo para a realização do teste. A representatividade e dimensão da amostra utilizada, o seu teor de humidade (peso/peso), a taxa de ventilação, o volume de espaço de cabeça do reactor, o intervalo de tempo entre leituras, a actividade biológica do composto, entre outros, são factores que podem influenciar a taxa de consumo de O₂, assim como a taxa de produção de CO₂.

Quadro 15: Sumário dos métodos existentes para os testes aeróbios (Wagland *et al.*, 2008).

Método	D / S *	Inoculo	Nutrien te	Humidade	Temp. (°C)	Duração do teste	Preparação da amostra	Tamanho da amostra	Unidade	Objectivo	Referencia
Consumo de oxigénio	S	–	–	50-55% p/p	37	16h incubação; 1h ensaio	Amostra moída a < 9 mm, são removidos os inertes	60 g peso seco	mg O ₂ /g SV/h	Avaliar a diminuição da fracção biodegradável presente no resíduo sólido	Iannotti <i>et al.</i> (1993)
Paletski e Young (N/A)	D	–	–	–	35	48h	–	20 g peso húmido	mg O ₂ /h/g a.s.	Performance do processo de compostagem	Paletski e Young (1995)
Sociedade americana de testes e materiais (ASTM)	D	Compo sto matura do	P, N	50%	58	4 dias	–	500 g	–	Estabilidade do composto	ASTM (1996)
Taxa específica de consumo de oxigénio (SOUR)	–	–	–	Suspensã o	37	Incubação por 24h; 4-5h de ensaio	–	–	–	–	Lasaridi e Stentiford (1996)
Consumo de oxigénio acumulado (OD ₂₀)	S	–	CaCl ₂ , FeCl ₃ , MgSO ₄	Suspensã o	30	20h	–	3–8 g peso húmido	mg O ₂ /h/g a.s.	Saber qual o material facilmente biodegradável foi decomposto	Lasaridi e Stentiford (1996)
Taxa específica de consumo de oxigénio no estado sólido (DSOUR)	–	–	–	–	–	20h	< 9,5 mm	–	–	–	Iannotti <i>et al.</i> (1993); Lasaridi e Stentiford (1996)
Índice de respiração dinâmica (DRI)	D	–	–	750 g/kg	Máx. consumo de O ₂ por 24h	–	–	–	–	–	Adani <i>et al.</i> (2004)
Índice de respiração dinâmica real (RDRI)	D	–	–	–	Máx. consumo de O ₂ por 24h	–	Moída a 50 mm	20–40 kg	mg O ₂ /kg SV/h	Grau de estabilidade biológica	Adani <i>et al.</i> (2001)
Índice de respiração dinâmica potencial (PDRI)	D	–	–	–	Máx. consumo de O ₂ por 24h	–	–	–	–	–	Adani <i>et al.</i> (2001)
Índice de respiração estática (SRI)	S	–	–	750 g/kg	Máx. consumo de O ₂ por 24h	–	–	–	mg O ₂ /kg SV/h	–	Adani <i>et al.</i> (2001)
Solvita®	S	–	–	Ponto óptimo de saturação	Temp. ambiente (20-25 °C)	4h	Remoção de inertes	Preenchime nto ate à linha indicadora de máx. do frasco de incubação	Escala de maturação do composto (1–8)	Maturação do composto	Changa <i>et al.</i> (2003)
Respiração dinâmica ao fim de 4 dias (DR ₄)	D	Compo sto matura do	P, N	50% p/p	37	4 dias	–	200–250 g m.s.	mg O/kg LOI	Monitorização da transformação microbiológica	Godley <i>et al.</i> (2005)
Índice de respiração à temp. processada (RI _t)	S	–	–	40–50% p/p	Processa da	4h de incubação; 90min de ensaio	–	250 ml	mg O ₂ /g MO/h	Avaliação do processo de compostagem	Gomez <i>et al.</i> (2005)
Índice de respiração à temp. 37 °C (RI ₃₇)	S	–	–	–	37	18h de incubação; 90min de ensaio	Moída a < 10mm; remoçar de inertes	–	–	–	Gomez <i>et al.</i> (2005)
Índice de respiração estática por 4 dias (At ₄)	S	–	–	Saturação (40–50%)	20	4 dias	< 20 mm	30–40 g de amostra molhada	mg O ₂ /g m.s.	Descrever a actividade biológica dos resíduos tendo em conta as regras de deposição em aterro	Binner e Zach (1999a); Binner <i>et al.</i> (1999b)

*D = processo dinâmico, ou seja ocorre arejamento da amostra; S = processo estático, o O₂ é considerado factor limitante

De acordo com o objectivo do presente trabalho é relevante a descrição dos métodos aeróbios: actividade respiratória ao fim de 4 dias, teste do auto-aquecimento e Solvita®.

- O AT₄ é um método respirométrico estático, ou seja, as amostras não são arejadas sendo o O₂ considerado um factor limitante. As amostras são corrigidas para uma humidade de 45%, tendo as amostras entre 20 a 40 g. Este método descreve a actividade biológica dos compostos com vista a usos agrícolas. O CO₂ libertado é absorvido pelo KOH, e o O₂ consumido origina um abaixamento da pressão. Este método mede a actividade respiratória ao fim de 4 dias com base na diferença de pressão que ocorre num sistema fechado, sendo esta medição feita independentemente da pressão atmosférica. É utilizado um frasco “Schoff” de 2000 mL e um controlador “Sensomat Control” para leitura que permite fazer as leituras por infra-vermelho da variação da pressão no frasco “Schoff” registadas no sensor electrónico de pressão. O Quadro 17 descreve a relação entre a taxa respiratória e a classe de estabilidade do composto segundo os autores Batista e Batista (2007).

Quadro 16: Relação entre a taxa respiratória e a classe de estabilidade (Batista e Batista, 2007).

Taxa de respiração mg O ₂ /g MO/h	Taxa de respiração mg CO ₂ /g C/d	Relação de estabilidade	Características
0 – 0,5	<2	Muito estável	Composto bastante curado; não produz maus cheiros; cheiro a terra fértil
0,5 – 1	2 – 5	Estável	Composto curado; mínimo impacto na dinâmica do solo
1 – 1,5	5 – 10	Moderadamente estável	Composto fresco, algum potencial para produção de maus cheiros; a adição ao solo pode imobilizar o azoto; elevado potencial fitotóxico; não recomendado para sementeira
1,5 – 2	10 – 20	Instável	Composto muito imaturo, elevado potencial de fitotoxicidade e produção de maus cheiros; não recomendado para o crescimento das plantas
>2	>20	Muito instável	Composto extremamente instável, elevado potencial de fitotoxicidade e produção de cheiros desagradáveis; utilização não recomendada

- O auto-aquecimento é um método que avalia o calor produzido sob condições aeróbias, por uma amostra colocada num recipiente adiabático (*Dewar Flask*), sendo a temperatura máxima atingida que determina a classe de estabilidade. Este teste tem vindo a ser investigado para a avaliação indirecta da actividade respirométrica (Koenig e Bari, 2000) e maturação do material composto (Weppen *et al.*, 2002).

Segundo o documento de referência LAGA – Merkblatt M 10 (1995) os compostos são classificados em função da temperatura máxima alcançada neste teste.

Quadro 17: Classes de estabilidade para compostos (LAGA – Merkblatt M 10, 1995)

Designação	Temperatura máxima	Classe de estabilidade
Material inicial	>60 °C	I
Composto fresco	50-60 °C	II
Composto fresco	40-50 °C	III
Composto maturado	30-40 °C	IV
Composto maturado	<30 °C	V

Este método pode dar origem a erros visto que o aumento de temperatura pode ser tanto devido a reacções biológicas como a reacções químicas dentro da amostra. Nem todas as reacções

exotérmicas estão relacionadas com as reacções de respiração, tal como a hidrólise ácida. Ou seja, algum do calor produzido, até um certo grau, não é devido à actividade respiratória (Wagland *et al.*, 2008).

Frost *et al.* (1992) e Iannotti *et al.* (1993) referem que o teor da humidade da amostra e a densidade afectam os resultados deste teste, devido ao elevado calor específico da água relativamente ao dos sólidos do composto. Segundo Frost *et al.* (1992) é recomendado como teor de humidade da amostra o valor 35%, no entanto segundo Cunha Queda (1999), para este teor a actividade microbiológica é limitada.

- O Solvita®, um teste respirométrico por medir a evolução do CO₂ presente numa amostra de composto colocada num frasco de incubação, através de comparação de intensidade de cor com uma escala. No entanto, este teste mede também a libertação de NH₃ por volatilização. A medição destes dois parâmetros em conjunto permite obter o grau de maturação do composto (Wagland *et al.*, 2008). O teste Solvita® apesar de ser um método que avalia a actividade microbiológica da amostra, através da respiração microbiana, a conjugação entre a taxa de CO₂ libertada com a taxa de NH₃ fornece um Índice de Maturação, assim a descrição pormenorizada deste método foi inserida no capítulo 2.3.3. Maturação.

Dos vários métodos propostos ao longo dos tempos, o respirométrico é reconhecido como o melhor método de medição da estabilidade biológica (e.g., ASTM, 1996; US Composting Council, 1997) (Adani *et al.*, 2005). No entanto, Batista e Batista (2007) indicam que apenas uma integração de vários índices de estabilidade permite a determinação correcta da estabilidade de um composto.

2.3.3.Maturação

São várias as definições que existem para o termo maturação dos compostos. A maioria relaciona a maturação com o grau de acabamento do processo de compostagem ou grau de evolução da MO e como tal, com a habilidade do composto para uma particular utilização. A avaliação do grau de maturação do composto tem uma importância fundamental na medida em que vai influenciar as características agronómicas, valor económico e segurança do composto (Gonçalves, 1999). Resumidamente um composto imaturo influencia as características agronómicas, nomeadamente a germinação e o crescimento das plantas, o valor económico decresce por não ser visivelmente apelativo e grande parte das vezes emite maus cheiros assim a sua aplicação ao solo não vai permitir uma utilização segura ao nível dos solos, podendo contaminar o Homem, animais e plantas com microrganismos patogénicos. Batista e Batista (2007), concordam e indicam que, é durante o armazenamento, comercialização ou aplicação que melhor se revelam os inconvenientes da utilização de um composto não maturado. Podendo incluir, odores ofensivos, incêndios, poluição ambiental, ocorrência de pragas, rebentamento de sacos de composto e problemas no crescimento e desenvolvimento das plantas, causados por efeitos de fitotoxicidade. A abundância de alterações químicas e biológicas que ocorrem durante a compostagem e a quantidade de métodos sugeridos nas literaturas tem dificultado a concordância em métodos para a avaliação da maturação.

Autores como Cunha Queda (1999) e Moraes (2003), indicam como parâmetros relacionados com a maturação a **relação C/N**, **substâncias húmicas**, **CTC**, **fitotoxicidade** e **parâmetros empíricos** como a cor, o odor e a temperatura. Autores como Castaldi *et al.* (2007) e Zmora-Nahum *et al.* (2005)

efectuaram estudos na **fracção solúvel em água**, indicando alguns parâmetros no extracto de água como indicadores de maturação. Outros autores referem como bons indicadores de maturação métodos expeditos (e.g. **índice colorimétrico** e a **cromatografia em papel**) e o **pH**. Existem ainda dois testes que através da combinação entre parâmetros constroem uma matriz decisão final que fornece um índice de maturação, o teste **Solvita®**, já referido anteriormente e, o **Índice de Maturação proposto pelo California Compost Quality Council (CCQC)**, os quais irão ser descritos em maior pormenor em subcapítulos seguintes.

- A **relação C/N** é um dos parâmetros mais frequentemente utilizados para acompanhar a evolução dos materiais sujeitos a compostagem (Batista e Batista, 2007) e definir a qualidade agronómica do composto.

Dos vários elementos necessários para que os microrganismos possam decompor a MO, o carbono e o azoto são os mais importantes. O carbono constitui uma fonte de energia e actua como unidade estrutural básica das moléculas orgânicas, representando também, cerca de 50% da massa das células microbianas. Enquanto o azoto é um elemento determinante na composição das proteínas, ácidos nucleicos, aminoácidos, enzimas e co-enzimas necessárias para o crescimento e funcionamento das células (Batista e Batista, 2007). Nos primeiros estádios da compostagem verifica-se uma redução do carbono orgânico total, que é utilizado pelos microrganismos como fonte de energia e, uma redução do teor de azoto total, por volatilização na forma de amoníaco (NH_3) devido ao aumento da temperatura e do pH característicos da fase activa da compostagem. No entanto, além de ser consumido cerca de 15 a 30 vezes mais carbono (Batista e Batista, 2007) pelos microrganismos do que a perda de carbono por libertação de CO_2 , esta é mais elevada do que a perda de azoto por volatilização de NH_3 (Morais, 2003). Por outro lado, pode verificar-se uma recuperação do azoto total por duas vias; pela fixação biológica do azoto atmosférico (N_2), realizada por bactérias fixadoras de azoto, nomeadamente, o *Azomonas* (aeróbio), a *Clostridium* (anaeróbio), e os anaeróbios facultativos *Enterobacter*, *Klebsiella* e *Bacillus* (De Bertoldi *et al.*, 1982a); pelo processo de nitrificação em que o NH_3 é transformado em NO_3^- e NO_2^- . A nitrificação é realizada em duas etapas por acção de bactérias heterotróficas amonizantes do género *Nitrosomonas* sp. e *Nitrobacter* sp. Esta conversão praticamente não ocorre na fase inicial do processo de compostagem devido à presença de carbono na forma oxidável, o qual exerce um efeito supressivo indirecto na nitrificação (Batista e Batista, 2007), à temperatura elevada e à presença de azoto amoniacal (Cunha Queda, 1999). Sendo estes dois últimos factores igualmente inibidores da acção das bactérias não simbióticas fixadoras de azoto. Deste modo, a razão entre este dois elementos (carbono e azoto) vai diminuindo ao longo do processo de compostagem.

Muitos autores referem que uma relação C/N inferior a 20 é indicativa de um grau de maturação aceitável (Poincelot, 1974 e 1975; Cárdenas e Wang, 1980; Golueke, 1981b). No entanto Regan e Jeris (1970) e Jeris e Regan (1973a) indicam que por vezes o valor da relação C/N pode ser superior a 20, quando parte do carbono orgânico faz parte de moléculas mais resistentes à biodegradação (essencialmente lenhinas) e, conseqüentemente não se encontra facilmente disponível para utilização pelos microrganismos. Juste (1980) refere que é preferível que a relação seja inferior a 15 e, ainda Mathur (1991) indica que o valor ideal é de cerca de 10. A CCQC indicou que um composto com razão C/N superior a 25 é imediatamente considerado não maturado. No entanto, este método não pode ser usado para todo o tipo de compostos, particularmente em situações em que tenham sido

adicionados materiais ricos em azoto (Batista e Batista, 2007). Hirai *et al.* (1983), indicaram que a relação C/N não constitui um bom indicador de maturação devido à dependência do valor final da razão C/N, do material inicial a compostar e do método de medição do azoto.

Foram ainda propostas outras relações entre estes dois elementos químicos, tais como: $C/N_{\text{final}}/C/N_{\text{inicial}}$, para a qual não foram encontrados valores indicativos de maturação; $C_{\text{orgânico}}/N_{\text{orgânico}}$ em extractos aquosos, para a qual foram propostos valores entre 5 e 6 para compostos maturados pelos autores Chanyasak e Kubota (1981) e Chanyasak *et al.* (1982) e inferiores a 16 por Hue e Liu (1995); NH_4^+-N/NO_3^--N no extracto aquoso em que foi determinada uma relação entre 0,03 e 0,18 por Hirai *et al.* (1983); $(N_{\text{mineral}}/N_{\text{orgânico}})$, relação denominada por Índice de Mineralização do Azoto (IMA), segundo Batista e Batista (2007) um $IMA < 3,5\%$ é indicativo de maturação do composto.

- A evolução da MO culmina na formação de substâncias húmicas, constituindo um possível indicador de maturação. Assim têm sido propostas várias metodologias para o estudo da **humificação**, quer através de diferentes índices que possam indicar o estado de maturação, quer de diferentes metodologias de extracção e de separação das várias fracções húmicas (Cunha Queda, 1999).

Roletto *et al.* (1985) e Saviozzi *et al.* (1988) desenvolveram um método em que as substâncias húmicas são extraídas de uma amostra de composto através da utilização de uma solução de pirofosfato de sódio e hidróxido de sódio. Como resultado, obtemos o carbono orgânico do extracto solúvel (Cext) separado em carbono orgânico dos ácidos húmicos (CAH) e carbono orgânico dos ácidos fúlvicos (CAF), devido a solubilidades diferentes entre os ácidos húmicos e os ácidos fúlvicos em meio ácido (Cunha Queda, 1999). Com a evolução da MO os ácidos húmicos vão predominando sobre os ácidos fúlvicos, constituindo o rácio entre eles, um bom indicador de maturação de um composto. Com base neste método Sequi *et al.* (1986) propôs um índice de humificação - $IH = \frac{CAF}{C_{org}(AH+AF)} \times 100$, em que ocorre a passagem da fracção pseudo-fúlvica por uma coluna de polivinilpirrolidona (PVP), que retêm os ácidos fúlvicos e permite remover, eluindo a coluna com uma solução diluída de ácido sulfúrico a fracção não humificada que na metodologia anterior é doseada em conjunto com a fracção humificada. Os ácidos fúlvicos são posteriormente arrastados com uma solução de hidróxido de sódio. Estes autores declararam que um $IH < 0,5$ é indicativo da maturação do composto. Ciavatta *et al.* (1988), propuseram um cálculo para a taxa de humificação - $TH = \frac{C_{org}(AH+AF)}{C_{total}} \times 100$ e outro para o grau de humificação - $GH = \frac{C_{org}(AH+AF)}{C_{ext}} \times 100$. No entanto, não apresentaram qualquer valor indicativo do estado maturado do composto.

Adani *et al.* (1997) propuseram, como alternativa ao tratamento enzimático, uma metodologia que consiste no tratamento químico da amostra com solventes polares e apolares seguida de hidrólise com ácido sulfúrico a quente e frio, do que resulta uma fracção insolúvel de ácidos húmicos nos quais é determinado o carbono orgânico (C AH2), e a separação e quantificação dos ácidos húmicos utilizando metodologia proposta por Sequi *et al.* (1986), em que a fracção contendo os ácidos húmicos, onde é determinado o carbono orgânico, é designada (C AH1). Estabeleceram, assim, o Índice de Estabilidade - IE, ao qual posteriormente Adani *et al.* (1997) deram a designação Índice de Evolução da Matéria Orgânica - $IEMO = \frac{C_{AH2}}{C_{AH1}}$. Este índice segundo os autores avalia a evolução da MO ao longo do processo, sendo a diferença entre C AH1 e C AH2 correspondente ao carbono dos materiais interferentes (fracção pseudo-húmica: gorduras, proteínas e glúcidos) que se encontram

ligados às moléculas verdadeiras de ácidos húmicos (C AH₂), (Adani *et al.*, 1997) e que são extraídas em simultâneo quando se utilizam soluções de NaOH.

- O progressivo aumento da **CTC** ao longo do processo de compostagem levou vários autores a referirem a sua importância na avaliação da maturação dos compostos (Harada e Inoko, 1980a e b; Harada *et al.*, 1981; Estrada *et al.*, 1987; Jiménez e Pérez Garcia, 1989 e 1992; Inbar *et al.*, 1990b; Chen e Inbar, 1993; Bernal *et al.*, 1996). Este aumento deve-se ao aumento dos radicais hidroxilo dos grupos carboxilo e fenólico presentes nos ácidos húmicos (Harada e Inoko, 1980a), duplicando o seu valor inicial ao fim de 12 semanas após o início do processo (Harada *et al.*, 1981). Harad *et al.* (1981), sugerem que o composto poderá considerar-se suficientemente maturado quando a CTC da sua fracção orgânica for $\geq 60 \text{ meq } 100^{-1} \text{ g}^{-1}$.

O aumento da CTC foi, também, avaliado por Saharinen (1998) reportando os resultados da CTC aos teores de m.s. MO, carbono e cinza. Este autor conclui que qualquer que fosse o modo de expressão dos resultados, o valor do parâmetro aumentava mas que, no entanto, a forma mais lógica de referir os resultados é em relação ao teor de cinza, dado que, este não varia ao longo do processo de compostagem. Segundo este autor a avaliação da CTC é mais significativa no caso de uso do composto como correctivo orgânico.

Vários foram os autores que, apesar de tudo, referiram que este não pode ser um parâmetro usado em absoluto, sendo necessária a correlação com outros parâmetros (Saharinen, 1998; Forster *et al.*, 1993; Erhart e Burian, 1997).

De acordo com Cunha Queda (1999), os materiais orgânicos não estabilizados, como por exemplo, Lamas, RSU e estrumes, assim como compostos não estabilizados, podem produzir efeitos negativos na germinação de sementes e no crescimento vegetal, por apresentarem um elevado teor de substâncias bioquímicas facilmente biodegradáveis e outras semi-degradadas hidrossolúveis com características fitotóxicas. No entanto, substâncias fitotóxicas também podem ser produzidas, normalmente na fase activa da compostagem pelo metabolismo dos microrganismos presentes na biomassa. Contudo, estas substâncias são, em geral, gradualmente metabolizadas ao longo da fase termófila (Gomes, 2003), sendo vários os factores que contribuem para o desaparecimento da toxicidade nas fases avançadas do processo. Isto inclui mudanças na composição microbiana (actinomicetas e fungos), destruição metabólica de toxinas e síntese de novos polímeros. Na fase final de compostagem, a presença de moléculas livres é limitada a produtos de mineralização e a algumas excreções microbianas (Zucconi *et al.*, 1985). Os ensaios de germinação e de crescimento constituem os métodos mais comuns para determinar a fitotoxicidade. Apesar de outros métodos terem sido propostos, nomeadamente a técnica de biosensores.

- Os **parâmetros empíricos** apenas fornecem uma percepção sobre o estado de maturação dos compostos. Desta análise fazem parte características físicas do composto tais como: Cor; Odor; Estrutura; Textura. Estes indicadores não são, no entanto, considerados adequados, na medida em que variam consoante a sensibilidade do operador, com as características do material inicial, com o tempo de compostagem, com a temperatura atingida, entre outras condições (Batista e Batista, 2007).

- A partir do extracto de compostos húmicos é também possível, através um método expedito, obter indicações sobre o grau de maturação do composto. Um exemplo é o índice colorimétrico

E4/E6, o qual envolve a medição das absorvâncias a 465 nm e 665 nm, respectivamente. Este método permite quantificar as várias tonalidades acastanhadas, cada vez mais escuras, que as substâncias húmicas tomam ao longo da compostagem. Segundo Moré *et al.* (1987), este índice assume valores próximos de 4 no início do processo de compostagem de RSU e cerca de 6,5 no final. No entanto, autores como Chen e Inbar (1993) não o recomendam, devido aos resultados inconsistentes obtidos com este método.

Outro método expedito é o da cromatografia de papel. Neste método utiliza-se um papel de filtro previamente tratado com uma solução de nitrato de prata 0,5%, no qual se deposita uma gota do extracto dos compostos húmicos no centro do círculo de papel. Os compostos pouco polimerizados migram para a periferia enquanto os fortemente polimerizados (ácidos húmicos), detêm-se no local onde se depositou a toma. O composto é considerado maturado quando a mancha é mais carregada no centro do papel de filtro. Esta técnica é de difícil interpretação, nomeadamente quando não se conhece a natureza do composto (Gonçalves, 1999).

O pH também pode constituir um indicador de maturação na medida em que estabiliza tendencialmente na neutralidade por volta do 50 ° dia de compostagem. Antes da estabilização o pH apresenta uma fase de acidificação durante a intensa produção de CO₂ e ácidos orgânicos e uma fase de pH elevado durante a fixação biológica de N₂ e processo de nitrificação (Cunha Queda, 1999).

2.3.3.1. Solvita®

O teste Solvita®, foi criado, em 1994, por cientistas com experiência no campo da agricultura e compostagem, que acreditam que a medição do CO₂ e outras emissões significativas contribuirá para a compreensão e gestão do ambiente em termos de: estabilidade de produtos reciclados e compostos; actividade biológica de húmus de solos contaminados; para a respiração fúngica de grãos de alimentos estragados.

Este método, segundo o fabricante, consiste num kit teste de diagnóstico que não requer qualquer tipo de experiência prévia ou conhecimento químico para fornecer resultados concretos e correctos. O kit mede a evolução de CO₂ e a libertação de NH₃ por volatilização, expondo um gel patenteado colorimétrico a uma amostra colocada no frasco de incubação durante 4 horas à temperatura ambiente.

O teste é geralmente aplicável para controlo “*in loco*” das condições de compostagem, tais como a taxa de respiração e perda de NH₃, que devem diminuir ao longo do tempo. O teste é útil também para inferir com base em requisitos de arejamento indicando o esgotamento de oxigénio durante o teste.

O CO₂ e o NH₃ são dois parâmetros químicos que estão entre os factores mais citados das emissões de compostos voláteis. Enquanto o CO₂ é inodoro por si, uma concentração alta de CO₂ libertada pela respiração nos compostos pode ser associada com o odor, e uma concentração elevada de NH₃ possibilita riscos no manuseamento do composto, potenciais danos nas plantas quando o composto é utilizado indevidamente e pode também indicar um desequilíbrio temporário da relação C/N (uma relação C/N baixa nos compostos pode indicar a presença de concentrações fitotóxicas de N amoniacal).

A validação dos resultados do teste Solvita® tem sido feita por muitas universidades em todo o mundo durante muitos anos, de modo que actualmente Solvita® é, talvez, o método mais amplamente testado em compostos e sistema solo-respiração. No entanto, o teste Solvita® difere de um processo rigoroso de laboratório, pois embora ofereça capacidade de quantificação em laboratório, é mais significativo quando visto no contexto da operação de compostagem, e no estado do processo. Um recente estudo europeu revela, que o, Solvita® pode fornecer resultados mais precisos e significativos.

O Woods End® Laboratories, Inc. descreveu este teste como rápido, fiável e económico. O “U. S. Composting Council” adoptou esta técnica como método de medição da estabilidade e maturação do composto. A técnica envolve o uso de 6 tiras de teste de CO₂ + 6 tiras de teste de NH₃, frascos de incubação e um manual de instruções sobre o processo de compostagem e dá orientações para a utilização adequada dos produtos de compostagem em cada nível de maturação e de actividade.

A paleta de cores para avaliação de CO₂ fornece uma escala de número ordinal das taxas de CO₂ em 8 transições de cores as quais representam um intervalo de concentração. Estes valores correspondem a uma progressão exponencial de valores de CO₂, tal como indicado na figura abaixo.

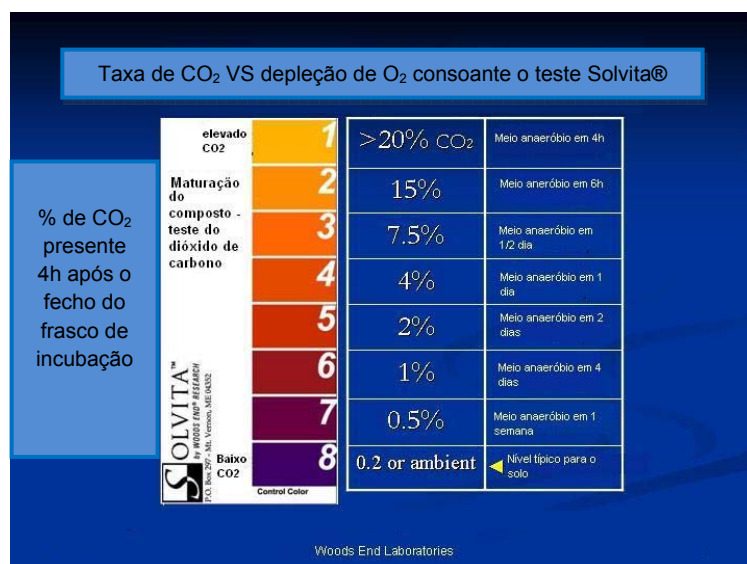


Figura 9: Correspondência das cores indicadas no teste Solvita® com a taxa de CO₂ versus diminuição do nível de O₂ (http://solvita.com/compost_info.html).

Quanto à avaliação do NH₃, as cores são apenas 5. Esta medição é importante para auxiliar a determinação do grau de maturação do composto, uma vez que altos níveis de NH₃ indicam que o azoto não foi estabilizado durante a compostagem.

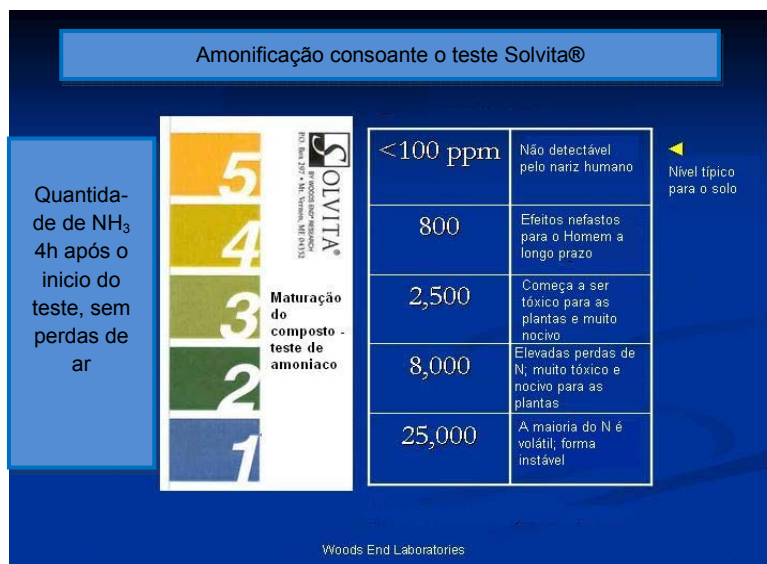


Figura 10: Correspondência das cores indicadas no teste Solvita® com a ocorrência do processo de amonificação (http://solvita.com/compost_info.html).

Segundo o fabricante, após 4 horas já é possível observar a cor atingida e assim interpretar a taxa respiratória e a taxa de nitrificação. A combinação do índice de cor indicativo da taxa respiratória com o índice de cor indicativo da taxa de nitrificação fornece o Índice de Maturação (IM), representado na figura 12. As medições também podem ser feitas com recurso a um DCR – Digital Color Reader, o qual elimina a subjectividade da leitura visual das cores

		Índice de cor para o Dioxido de carbono								
		1	2	3	4	5	6	7	8	
Índice de cor para o Amoniacado	5	Muito baixo NH ₃	1	2	3	4	5	6	7	8
	4	Baixo NH ₃	1	2	3	4	5	6	7	8
	3	Médio NH ₃	1	1	2	3	4	5	6	7
	2	Elevado NH ₃	1	1	1	2	3	4	5	6
	1	Muito elevado NH ₃	1	1	1	1	1	2	3	4

Figura 11: Processo de avaliação do IM proposto pelo Woods End® Laboratories (adaptado de Woods End Research Laboratory, Inc., 2000).

A organização CCQC indicou, em 2001, que vários factores interferem com o gel colorimétrico para o CO_2 . Elevados níveis de sólidos orgânicos voláteis interferem positivamente com o gel Solvita®, elevando a respiração aparente para um nível colorimétrico acima. Enquanto níveis elevados de NH_3 no composto podem diminuir a evolução da taxa de CO_2 devido ao efeito tóxico para a actividade microbiana. No entanto, estes erros podem ser corrigidos pela leitura do índice colorimétrico do NH_3 . Indicam ainda que, em alguns casos em que a amostra em estudo é anaeróbia, diferentes gases serão produzidos durante a análise podendo resultar no não aparecimento de cor no gel.

2.3.3.2. Índice de Maturação proposto pelo CCQC (2001) - *California Compost Quality Council*

Em 2001, a CCQC publicou o “*Compost Maturity Index*” que propõe um Índice de Maturação de Compostos (IMC) que resulta da combinação entre diferentes parâmetros de estabilidade e de maturação.

CCQC indica que a estabilidade se refere ao estado de decomposição ou estado da MO durante o processo de compostagem, o qual se relaciona com o tipo de compostos orgânicos presentes e a actividade biológica resultante. Em relação a maturação indica que esta se refere ao grau ou nível a que o processo de compostagem se encontra completo. Para o CCQC a maturação não pode ser descrita por um único método, sendo necessário analisar dois ou mais parâmetros do composto.

O IMC é iniciado com a determinação da razão C/N, se esta for inferior a 25 realiza-se um teste do Grupo A (testes de estabilidade) e um teste do Grupo B (testes de maturação). O cruzamento entre o resultado de cada um dos testes irá fornecer a decisão final do estado de maturação do composto. Este procedimento de análise encontra-se esquematizado na figura 12.

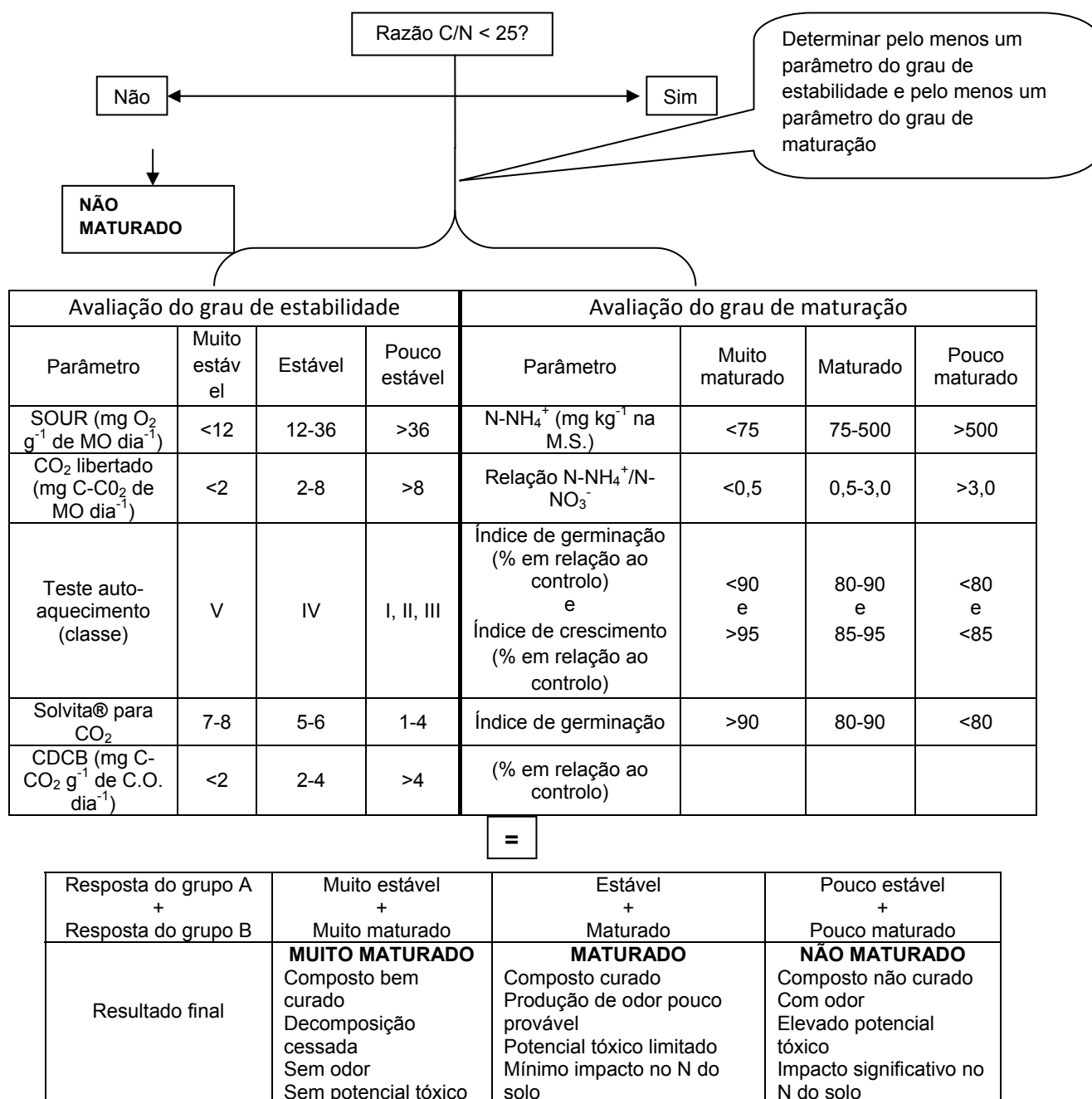


Figura 12: Processo de avaliação do IMC segundo CCQC (adaptado de Moraes, 2003.)

No entanto, a avaliação do IMC deve sempre considerar a análise de outros parâmetros como por exemplo o pH, o teor de sais solúveis, granulometria, conteúdo em nutrientes, conteúdo em metais, presença de patogênicos, já que as características avaliadas por estes parâmetros podem interferir na qualidade do composto aquando da sua aplicação na agricultura.

3. Materiais e Métodos

3.1. Compostos utilizados

Para a realização da parte experimental deste trabalho foram utilizados compostos de três origens diferentes: o composto C1 produzido a partir da fracção orgânica de resíduos sólidos urbanos (RSU) sem separação na fonte e sem recolha selectiva; composto C2 produzidos a partir de lamas de ETAR após digestão anaeróbia; e o composto C3 produzido a partir resíduos biodegradáveis (resíduos alimentares e resíduos verdes) separados na fonte e recolhidos selectivamente.

Os RSU que deram origem ao composto C1 sofreram separação mecânica à chegada à estação de compostagem e sujeitos ao processo de compostagem em pilhas trapezoidais colocadas num pavilhão fechado por 2 meses, com injeção intermitente de ar, revolvimento mecânico aproximadamente de 5 em 5 dias e correcção do teor de humidade do material. O composto resultante é sujeito a maturação em parque coberto durante 1,5 a 2 meses.

O composto C2 resulta da co-compostagem de lamas de ETAR após digestão anaeróbia com casca de pinheiro moída em condições controladas. Os efluentes à chegada à ETAR são sujeitos a um processo de tratamento que é constituído por uma fase líquida, tratamento da água residual afluenta. Do processo de tratamento primário resultam as lamas primárias, e do tratamento secundário resultam as lamas secundárias, provenientes da purga do sistema biológico. Através da estabilização da lama por digestão anaeróbia aquecida produz-se biogás e, a lama desidratada é a utilizada no processo de compostagem.

O composto C3 foi produzido em túnel e maturação em parque. Usualmente estes compostos são vendidos aos agricultores para uso como correctivos orgânicos do solo.

Para a realização do presente trabalho, após a recepção dos compostos no laboratório, foram armazenados à temperatura ambiente.

3.2. Substratos utilizados

A cada um dos compostos utilizados foram adicionados diferentes materiais, como sejam fontes de azoto o Caseinato de sódio (gordura animal) + Feijão de soja (gordura vegetal) e alternadamente as fontes carbonadas Amido ou Celulose ou Sacarose.

O caseinato de sódio (CS) contém em média um teor de proteína superior a 90%. A caseína é uma fosfoproteína, é a mais importante proteína do leite, sendo uma macromolécula, composta por aminoácidos ligados entre si por ligações peptídicas, incapaz de penetrar na membrana celular dos microrganismos. Para que a caseína seja utilizada pelos microrganismos, tem de ser degradada em peptonas, polipeptídeos, dipeptídeos e finalmente em aminoácidos. Este processo é possível porque os microrganismos produzem enzimas proteolíticas (proteases) que catalisam a hidrólise da caseína em aminoácidos, os quais são depois assimilados e catabolisados pelas células.

O feijão de soja (FS) é, entre as leguminosas, a que tem a quantidade mais elevada de proteínas de alto valor biológico e como todas as leguminosas, é pobre em gorduras saturadas e não tem

colesterol. São constituídas por um equilibrado teor em nutrientes, especialmente azoto (Wong *et al.*, 2000).

O amido (A) é um polissacarídeo, sintetizado pelos vegetais para ser utilizado como reserva energética. É o hidrato de carbono de reserva mais importante nas plantas, e o principal produto da sua hidrólise, a glucose, constitui uma fonte de carbono para muitos seres vivos. As moléculas de amido são constituídas por amilose e amilopectina que são rapidamente hidrolisadas por algumas bactérias, usando as suas α -amilases, originando dextrinas, glucose e maltose (infopédia.pt).

A celulose (C) é o homopoli-holósido estrutural mais abundante, apresentando uma elevada resistência à degradação. O estudo da degradação da celulose é importante durante a compostagem por se encontrar presente na maioria das biomassas utilizadas. É um polímero natural de cadeia longa atacado por fungos e actinomicetas, apesar de ser degradado durante todo o processo de compostagem esta degradação é mais intensa na fase final da compostagem.

A sacarose (S) é o constituinte principal do açúcar de mesa sendo formada por uma molécula de glucose e uma de frutose produzida pela planta ao realizar o processo de fotossíntese.

Foram preparadas várias misturas compostas por: um composto de origem 1, 2 ou 3 (C1, C2 ou C3); duas fontes de azoto (caseinato de sódio (CS) e feijão de soja (FJ)); uma fonte carbonada (amido (A), celulose (C) ou sacarose (S)); água. Cada mistura foi preparada em triplicado.

Os cálculos das quantidades necessárias para cada mistura foram feitos de modo a que cada uma mantivesse os valores iniciais de razão C/N do respectivo composto utilizado e 45% de humidade. O caseinato de sódio e o feijão de soja correspondem em todas as misturas a uma proporção de 2,5%, os restantes materiais sofreram alterações em termos de proporção em cada uma das misturas, de modo a manter a razão C/N do composto utilizado.

As proporções foram as seguintes:

Composto 1 (composto de RSU produzido a partir de resíduos não separados na fonte e com recolha indiferenciada):

79,3% C1 + 2,5% CS + 2,5% FS + 15,8% A

82,6% C1 + 2,5% CS + 2,5% FS + 12,5% C

82,6% C1 + 2,5% CS + 2,5% FS + 12,5% S

Composto 2 (composto de lamas + casca de pinheiro moída):

72,8% C2 + 2,5% CS + 2,5% FS + 22,2% A

77,5% C2 + 2,5% CS + 2,5% FS + 17,5% C

77,8% C2 + 2,5% CS + 2,5% FS + 17,3% S

Composto 3 (composto de RSU produzido a partir de resíduos separados na fonte e recolhidos selectivamente)

85,6% C3 + 2,5% CS + 2,5% FS + 9,4% A

87,6% C3 + 2,5% CS + 2,5% FS + 7,4% C

87,6% C3 + 2,5% CS + 2,5% FS + 7,4% S

3.3. Métodos Analíticos utilizados

Os compostos, os substratos e a mistura composta por C(C1;C2;C3)+CS+FS+FC(A;C;S) foram caracterizados através de parâmetros físicos e físico-químicos. Cada mistura foi submetida aos testes: Auto-aquecimento; AT₄ (actividade respiratória ao fim de 4 dias) e Solvita®.

3.3.1. Parâmetros Físico-Químicos

3.3.1.1. Determinação do Teor de Humidade

O teor de humidade foi determinado por gravimetria após secagem a 100-105 °C de ±150 g de amostra até atingir um peso constante. Os resultados foram expressos em percentagem (g 100 g⁻¹).

3.3.1.2. Determinação do pH e da Condutividade Eléctrica

O pH e a condutividade eléctrica dos compostos utilizados foram determinados de acordo com a Norma Europeia EN 13037 (1999). Os resultados da condutividade eléctrica (CE) foram expressos em mS cm⁻¹.

3.3.2. Parâmetros Químicos

3.3.2.1. Determinação do Teor de Matéria Orgânica (MO)

O teor de MO foi determinado por gravimetria após incineração da amostra, em mufla, a 500-550 °C durante, pelo menos, 8h. Os resultados foram expressos em percentagem (g 100 g⁻¹ de m.s.).

3.3.2.2. Carbono por Oxidação – Método de Tinsley

Para a determinação do carbono orgânico por oxidação, foram pesados cerca de 0,0150 g de amostra previamente seca a 75 °C e crivada a 2 mm para um balão Erlenmeyer com o colo esmerilado e foram adicionados 25 mL de solução extractiva [19,87 g de dicromato de sódio (Na₂Cr₂O₇·2H₂O) + 200 mL de ácido ortofosfórico + 400 mL de ácido sulfúrico)/L]. O balão foi colocado numa placa de aquecimento com um tubo de refluxo em ebulição moderada durante 2 horas. Após o arrefecimento foram adicionados cerca de 200 mL de água destilada e 4 mL de solução indicadora [(0,3 g de difenilamina-sulfonato de bário + 58,7 g de cloreto de bário)/L]. por fim foi feita a titulação com a solução Sal de Mohr 0,4 N [(156,86 g de sulfato ferroso amoniacal·6H₂O + 20 mL de ácido sulfúrico/L)].

Em simultâneo foi realizado um ensaio em branco apenas com a solução extractiva e a determinação da concentração do sal de Mohr. Para esta determinação foram diluídos 25 mL da solução de dicromato sódio (0,4 N) em 200 mL de água destilada e adicionou-se 4 mL de solução indicadora, posteriormente procedeu-se à titulação como com o Sal de Mohr (sulfato ferroso amoniacal) até ao aparecimento de uma cor verde-esmeralda.

3.3.2.3. Determinação do Teor de Azoto Amoniacal e Total.

Para a determinação do teor de azoto amoniacal foi preparada uma suspensão de ±50 g de amostra fresca em 200 mL de KCL 2N, agitada por 1h e filtrada através de papel de filtro *Schleicher & Schuell* (S&S) de banda preta (porosidade larga). O extracto foi destilado em meio alcalino (NaOH) e o NH₃

recolhido em ácido bórico (H_3BO_3) a 4 % (m/v). Após a destilação o ácido bórico contendo NH_3 foi titulado com uma solução de HCl de concentração conhecida. Os resultados foram expressos em mg de N-NH_4^+ de kg^{-1} de m.s.

O teor de azoto total foi determinado através do método de Kjeldahl modificado, o qual é baseado na digestão da amostra com ácido sulfúrico/ácido salicílico (25 g de ácido salicílico em 1000 mL de ácido sulfúrico concentrado), utilizando como catalisador o sulfato de cobre e sulfato de potássio.

Este método subdivide-se em duas vias consoante a concentração de N-NH_4^+ for inferior ou superior a 500 mg L^{-1} .

Para $[\text{N-NH}_4^+] < 500 \text{ mg L}^{-1}$, são pesados cerca de 1,00 g de amostra previamente seca e moída para os tubos de azoto ou tubos Kjeldahl, adicionados 10 mL da solução ácido sulfúrico/ácido salicílico e 1,25 g de tiosulfato de sódio em pó. Os tubos foram deixados a aquecer cuidadosamente na unidade de digestão até se formar espuma. Depois de arrefecido adicionou-se ao tubo 3 g do catalisador (preparado com 350 g K_2SO_4 + 400 g de CuSO_4) e procedeu-se novamente ao aquecimento a uma temperatura máxima de 400°C durante 5 horas até o conteúdo do tubo ficar incolor. Os resultados foram expressos em percentagem ($\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$ de m.s.).

Para $[\text{N-NH}_4^+] > 500 \text{ mg L}^{-1}$, foram pesados cerca de 3,00 g de amostra “fresca” para os tubos de azoto ou tubos Kjeldahl, adicionados 25 mL da solução ácido sulfúrico/ácido salicílico e 3,13 g de tiosulfato de sódio em pó. Sendo o resto do processo igual ao indicado anteriormente.

3.3.2.4. Determinação da Relação Carbono/Azoto (C/N)

A relação C/N foi determinada através da seguinte expressão:

$$\text{Relação C/N} = \frac{\% \text{ Carbono total}}{\% \text{ Azoto total}}$$

3.3.2.5. Elementos Minerais (Ca, Mg, K, Na, P, Cu, Zn e Ni)

Os elementos minerais foram quantificados de acordo com a Norma Europeia EN 13650 (2001), tendo sido feita a extracção dos elementos minerais com água régia. Posteriormente, a determinação dos elementos minerais Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Potássio (K), sódio (Na), Cobre (Cu), Zinco (Zn), Níquel (Ni), Crómio (Cr) e chumbo (Pb) por espectrofotometria de absorção atómica. No mesmo extracto, o teor de fósforo (P) foi determinado por espectrofotometria de absorção molecular, com a utilização do vanadomolibdato de amónio. Os resultados relativos ao Ca, Mg, K, Na e P foram expressos em percentagem ($\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$ m.s.) e os relativos ao Cu, Zn, Ni, Cr e Pb em mg kg^{-1} m.s.

3.4. Teste de Auto Aquecimento

O teste de auto-aquecimento foi realizado num recipiente adiabático (frasco *Dewar*), no qual foram colocados entre 500-700 g de amostra após correcção do teor de humidade a 35%.

No caso das misturas dos compostos com as fontes carbonadas a correcção do teor de humidade (45%) foi realizada aquando da preparação das misturas.

O frasco *Dewar* foi mantido à temperatura ambiente durante 10 dias e a leitura da temperatura foi efectuada à 24, 36, 48, 72, 96, 120, 132, 156, 178, 190, 214, 238 horas após o início do ensaio através de um termómetro colocado a 2/3 da altura do contentor.

3.5. Actividade Respiratória ao fim de 4 dias em Compostos – AT₄

Para esta medição foi utilizado um frasco “Schott” de 2000 mL, um dispositivo para colocar o absorvente do CO₂ e um controlador “*Sensomat Control*” que permite fazer as leituras por infravermelho da variação da pressão no frasco “Schott” registadas no sensor electrónico de pressão. Após a correcção do teor de humidade das amostras a 45% (no caso das misturas estas condição já se encontrava satisfeita), foram preparados 4 frascos “Schott”, 2 deles com cerca de 20 g e outros 2 com cerca de 40 g de amostra já corrigida. No entanto, para as misturas dos compostos com as fontes carbonadas foram preparados 3 frascos “Schott” com cerca de 20 g cada.

A leitura é feita após 4 dias e os resultados são apresentados em mg O₂/g m.s.

3.6. Solvita®

O teste Solvita® é realizado num pequenos frascos de incubação, onde é colocada a amostra em estudo e as placas colorimétricas.

Foi retirada uma amostra de cada uma das três repetições efectuadas para cada mistura de composto com as fontes carbonadas. As três amostras foram juntas e retirada uma sub-amostra com cerca de 20 g, à qual foram retirados os inertes de maiores dimensões. A humidade da amostra foi verificada pelo método de *Squeeze* que consiste em apertar a amostra na própria mão. Foi garantida a humidade aconselhada pelo manual de utilização do Solvita®, que indica que a amostra ao ser apertada deve sentir-se molhada mas não escorrer água.

Após a colocação da amostra no frasco de incubação Solvita® deixou-se em repouso durante 1h, sem tampa, de modo a ocorrer a libertação do CO₂ que eventualmente se acumulou na amostra. Após este período foi colocada a placa indicadora da libertação de CO₂, cuja cor inicial é o roxo e, a placa indicadora da volatilização de NH₃, cuja cor inicial é amarelo. Tendo o cuidado de as colocar de forma visível para posterior análise visual da cor. O frasco foi mantido à temperatura 20-25 °C.

Os valores de cada um dos parâmetros químicos foram medidos após 4 horas e após 24 horas do início do teste com a ajuda de um aparelho de leitura de cor.

Os resultados foram expressos em índice de cor para ambos os parâmetros, cada cor irá corresponder a uma % para o caso da medição de CO₂ e µg para o caso da medição de NH₃.

3.7. Análise estatística dos resultados

A análise estatística dos resultados obtidos foi realizada através da análise de variância (ANOVA) unifactorial, com o objectivo de decidir se existem ou não diferenças significativas entre as médias de várias amostras, definidas por diferentes tratamentos ou níveis de influência de um factor, para um nível de significância de 95%. O programa utilizado foi o SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) 16.0.

Analisando o valor do p-value indicado no quadro ANOVA podemos concluir se existem ou não diferenças significativas entre as médias de cada variável.

No caso de existirem diferenças significativas entre as médias de uma variável foi realizado o teste Tukey - HSD de modo a identificar qual ou quais as médias estatisticamente diferentes.

4. Resultados e Discussão

Como foi referido para a realização deste trabalho foram preparadas várias misturas compostas por: um composto de origem 1, 2 ou 3 (C1, C2 ou C3); duas fontes de azoto (caseinato de sódio (CS) e feijão de soja (FJ)); uma fonte carbonada [amido (A), celulose (C) ou sacarose (S)]; água. Cada mistura foi preparada em triplicado.

Os cálculos das quantidades necessárias para cada mistura foram feitos de modo a que cada uma mantivesse os valores iniciais de razão C/N do composto utilizado e 45% de humidade. O caseinato de sódio e o feijão de soja correspondem em todas as misturas a uma proporção de 2,5%, os restantes materiais sofreram alterações em termos de proporção em cada uma das misturas, de modo a manter a razão C/N do composto inicial.

As proporções foram as seguintes:

Composto 1 (composto de RSU produzido a partir de resíduos não separados na fonte e com recolha indiferenciada):

79,3% C1 + 2,5% CS + 2,5% FS + 15,8% A

82,6% C1 + 2,5% CS + 2,5% FS + 12,5% C

82,6% C1 + 2,5% CS + 2,5% FS + 12,5% S

Composto 2 (composto de lamas + casca de pinheiro moída):

72,8% C2 + 2,5% CS + 2,5% FS + 22,2% A

77,5% C2 + 2,5% CS + 2,5% FS + 17,5% C

77,8% C2 + 2,5% CS + 2,5% FS + 17,3% S

Composto 3 (composto de RSU produzido a partir de resíduos separados na fonte e recolhidos selectivamente)

85,6% C3 + 2,5% CS + 2,5% FS + 9,4% A

87,6% C3 + 2,5% CS + 2,5% FS + 7,4% C

87,6% C3 + 2,5% CS + 2,5% FS + 7,4% S

4.1. Características Físico-Químicas e Químicas

De seguida é apresentada nos quadros 18, 19, 20 e 21 a caracterização físico-química e química com a respectiva análise estatística dos compostos, substratos e mistura, respectivamente.

No quadro 18 são apresentadas as médias de cada composto para os parâmetros humidade (H), matéria orgânica (MO), Carbono orgânico (Corg), Azoto amoniacal (N-NH_4^+), Azoto nítrico (N-NO_3^-), Azoto total (Ntotal), Razão C/N, Razão ($\text{N-NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$), pH e condutividade eléctrica (CE).

Quadro 18: Características físico-químicas e químicas dos compostos utilizados

Parâmetros	Composto		
	C1	C2	C3
H (%)	42,52b*	47,62c	18,75a
MO (% na m.s.)	52,97a	80,59c	60,90b
Corg (% na m.s.)	31,29a	46,94b	33,28a
N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹ na m.s.)	1900,40b	1420,12a	1845,64b
N-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹ na m.s.)	72,50a	1075,70b	51,05a
Ntotal (g 100g ⁻¹ na m.s.)	3,43b	2,41a	3,07b
Razão C/N	9,23a	19,53b	10,85a
Razão N-NH ₄ ⁺ /N-NO ₃ ⁻	26,25b	1,47a	36,27c
pH	8,87c	4,70a	8,60b
CE (mS cm ⁻¹)	3,91c	1,37a	3,14b

m.s. – Valores referidos à matéria seca

*As médias assinaladas com a mesma letra para o mesmo parâmetro não apresentam diferenças significativas entre si para $\alpha = 0,05$

Da análise do quadro 18 podemos verificar que as médias de cada composto diferem significativamente entre si em relação aos parâmetros H, MO, pH e CE. Os compostos C1 e C3 não diferem significativamente em relação ao Corg, N-NO₃⁻, Ntotal e Razão C/N. Os restantes parâmetros diferem significativamente entre os compostos utilizados.

O composto C2 apresenta os valores mais elevados entre os compostos utilizados para diversos parâmetros, como H, MO, Corg, N-NO₃⁻ e Razão C/N. O composto C1 apresenta os valores mais elevados para os parâmetros N-NH₄⁺, Ntotal, pH e CE.

Analisando cada composto para utilização na agricultura, segundo o documento “Especificações técnicas sobre a qualidade e utilização do composto” (Anónimo, 2008), o composto C1 apresenta o mais baixo teor de MO e Corg entre os compostos utilizados o que pode indicar que ocorreu uma maior mineralização da MO durante o processo de compostagem, o que está de acordo com a CE observada para este composto.

O composto C2 apresenta um elevado teor de H, característico do composto derivado de lamas de ETAR. Foi para este composto que se observou os valores mais elevados de MO e Corg, provavelmente devido à utilização da casca de pinheiro na sua produção.

O composto C3 é caracterizado por um elevada razão N-NH₄⁺/N-NO₃⁻, o que indica uma taxa de nitrificação reduzida e sendo o teor de pH elevado a volatilização de NH₃ pode ocorrer em maior extensão.

Como referido são vários os parâmetros apresentados por diversos autores para a avaliação de estabilidade e/ou um grau de maturação de um composto.

A razão C/N é um parâmetro usualmente considerado para definir o grau de maturação e a qualidade agronómica de um composto. Alguns autores como Poincelot (1974 e 1975); Cárdenas e Wang (1980) e Golueke (1981b), indicam que esta relação deve ser inferior a 20, Juste (1980) indicou, no entanto, que é preferível que seja inferior a 15 e ou cerca de 10 (Mathur, 1991). Outros autores

indicam que é possível ultrapassar o valor de 20 (Regan e Jeris, 1970; Jeris e Regan 1973a). Já a CCQC considera que qualquer composto que apresente um valor para esta relação superior a 25 é considerado não maturado.

Assim sendo pela análise do quadro 18 podemos considerar que os três compostos utilizados se encontram maturados, não esquecendo que a razão C/N não constitui um indicador absoluto para avaliar a maturação, pois depende da origem/características dos materiais utilizados.

Na figura 12 podemos ver que o teor de N-NH_4^+ e a relação $\text{N-NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$ também constituem indicadores de maturação, em comparação com o quadro 18, vemos que todos os compostos são considerados poucos maturados para o primeiro parâmetro (N-NH_4^+) e apenas o composto C2 é considerado maturado relativamente ao segundo parâmetro ($\text{N-NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$). No entanto, esta avaliação não é suficiente para a tomada de decisão final sobre o grau de maturação do composto, é ainda necessário a avaliação do grau de estabilidade.

Em relação ao pH, nenhum dos três compostos apresenta valores de pH suficientemente próximos da neutralidade.

Quadro 19: Composição em elementos minerais dos compostos utilizados

Elementos minerais	Composto		
	C1	C2	C3
Ca (% m.s.)	5,93c*	1,53a	2,06b
Mg (% m.s.)	0,78b	0,21a	0,26a
K (% m.s.)	1,04b	0,21a	1,53c
Na (% m.s.)	1,17b	0,14a	1,17b
P (% m.s.)	0,78b	0,98c	0,55a
Cu (mg kg^{-1} m.s.)	209,33b	203,87b	49,23a
Zn (mg kg^{-1} m.s.)	412,85b	691,35c	142,74a
Ni (mg kg^{-1} m.s.)	86,13b	42,23a	35,71a
Cr (mg kg^{-1} m.s.)	111,66b	71,11a	67,81a
Pb (mg kg^{-1} m.s.)	255,53b	37,88a	36,68a

m.s. – valores referidos à matéria seca

*As médias assinaladas com a mesma letra para o mesmo elemento mineral não apresentam diferenças significativas entre si para $\alpha = 0,05$

Da análise do quadro 19 podemos verificar que existem diferenças significativas entre os compostos para todos os elementos minerais. Exceptuam-se apenas o Mg e o Ni em que não existem diferenças significativas entre C2 e C3, o Na em que não existem diferenças significativas entre C1 e C3 e por fim o Cu em que não existem diferenças significativas entre C1 e C2.

O composto C1 possui o valor mais elevado em termos de Ca, Mg, Cu e Ni, no entanto, o teor de Cu para este composto não difere significativamente de C2.

O composto C2 destaca-se mais pela presença de Zn, embora possua o valor mais elevado de P de entre os restantes compostos, o composto C3 possui o valor mais elevado de K e de Na, no entanto, o valor do Na não difere significativamente de C1, como já foi dito.

Para classificar os compostos utilizados com base em termos dos metais pesados analisados podemos comparar o quadro 19 com o quadro 10. Após a comparação verifica-se que o composto C1 é classe II A devido aos teores de Pb e Cu; o composto C2 é classe II A devido aos teores de Cu e Zn; o composto C3 é classe I.

No quadro 20 são apresentadas as características físico-químicas dos substratos utilizados, pela sua análise podemos verificar que o caseinato de sódio apresenta o valor mais elevado para Corg e N-Kj e consequentemente a razão C/N mais baixa. No entanto, o Corg não difere significativamente dos restantes substratos e a razão C/N não difere significativamente do substrato feijão de soja.

Quadro 20: Características físico-químicas dos substratos utilizados

Parâmetros	Substrato				
	Caseinato de sódio	Feijão de soja	Amido	Celulose	Sacarose
H (%)	9,80c*	10,40c	17,02d	5,93b	0,20a
MO (% na m.s.)	30,73a	94,98c	98,64cd	99,93d	29,44b
Corg (% na m.s.)	50,09a	44,84a	40,12a	44,29a	40,95a
N-Kj (% m.s.)	14,68c	6,56b	0,22a	0,20a	0,13a
Razão C/N	3,41a	6,84a	185,45b	219,84b	311,03c

m.s. – valores referidos à matéria seca

*As médias assinaladas com a mesma letra para o mesmo elemento mineral não apresentam diferenças significativas entre si para $\alpha = 0,05$

Como era de esperar as fontes carbonadas amido, celulose e sacarose apresentam os teores mais baixos de N-Kj (cujo valores não diferem significativamente entre si) e consequentemente apresentam uma elevada razão C/N, sendo a sacarose a fonte carbonada com o valor mais elevado, diferindo significativamente das outras fontes carbonadas.

É, ainda relevante a elevada percentagem de MO para os substratos feijão de soja, amido e celulose, em que o amido não difere significativamente do feijão de soja nem da celulose.

No quadro 21 são apresentadas as características físico-químicas para as misturas realizadas (composto + 2 fontes de azoto + 1 fonte carbonada).

Quadro 21: Características físico-químicas e químicas para cada mistura C+CS+FS+FC

Parâmetros	Composto	FC	0 dias	10 dias	0 dias - 10 dias (p-value)
H (%)	C1	A	42,69a*	34,03a	** (0,000)
		C	42,71a	37,88b	** (0,031)
		S	44,27a	43,33c	(0,304)
	C2	A	46,76a	36,58a	(0,143)
		C	42,12a	38,63a	** (0,007)
		S	41,28a	37,87a	** (0,074)
	C3	A	43,52a	33,26a	** (0,006)
		C	43,19a	35,70a	** (0,003)
		S	43,47a	38,11a	** (0,022)
MO (% m.s.)	C1	A	51,35a	45,83a	** (0,009)
		C	51,77a	70,53a	(0,840)
		S	47,28a	52,73a	(0,394)
	C2	A	86,40a	84,91a	(0,033)
		C	82,90a	85,82a	(0,406)
		S	87,28a	85,92a	(0,343)
	C3	A	64,04a	60,01a	(0,109)
		C	64,10a	59,51a	(0,088)
		S	63,03a	62,16a	(0,204)
Corg (%)	C1	A	29,73a	21,88a	** (0,002)
		C	26,17a	21,82a	(0,088)
		S	27,94a	27,65b	** (0,000)
	C2	A	45,39b	42,73a	(0,417)
		C	40,89a	41,00a	(0,504)
		S	42,40ab	40,31a	** (0,018)
	C3	A	27,00b	34,17a	** (0,032)
		C	32,27b	30,89a	(0,396)
		S	8,22a	30,80a	** (0,000)
N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹ na m.s)	C1	A	1155,40a	3326,50b	** (0,001)
		C	1200,80a	3377,60b	** (0,000)
		S	2678,30b	1021,70a	** (0,000)
	C2	A	114,17a	2733,00ab	** (0,002)
		C	207,07b	4422,90b	** (0,002)
		S	109,32a	1238,00a	** (0,000)
	C3	A	3441,00b	2571,59a	** (0,006)
		C	1655,00a	3001,36a	** (0,000)
		S	3586,00b	2076,47a	** (0,013)
N total (% m.s.)	C1	A	2,32a	2,48a	(0,182)
		C	2,40a	2,45a	(0,642)
		S	2,20a	2,76b	** (0,001)
	C2	A	2,58a	2,78a	(0,406)
		C	2,51a	2,77a	** (0,042)
		S	2,87a	2,87a	(1,000)
	C3	A	3,28b	2,37a	** (0,036)
		C	2,71a	3,23b	** (0,030)
		S	3,18b	3,34b	(0,366)
Razão C/N	C1	A	12,84a	18,48a	** (0,002)
		C	10,88a	28,30a	(0,900)
		S	12,70a	19,09a	** (0,000)
	C2	A	17,72a	30,74a	(0,704)
		C	16,31a	31,03a	(0,056)
		S	14,80a	29,97a	** (0,018)
	C3	A	8,21b	25,84b	** (0,040)
		C	11,98c	18,46a	** (0,034)
		S	2,59a	18,68a	** (0,001)

m.s. – Valores referidos à matéria seca

*As médias assinaladas com a mesma letra para o mesmo parâmetro e para cada mistura não apresentam diferenças significativas entre si para $\alpha = 0,05$

**Existem diferenças significativas entre as médias no tempo zero e no tempo dez dias

Por comparação do quadro 21 com o quadro 18 verificamos que, no tempo 0 dias, para o composto C1 a H e a razão C/N aumentaram com a adição de qualquer uma das fontes carbonadas, enquanto a MO, o Corg e o Ntotal diminuíram. O único parâmetro com um comportamento diferente entre as

fontes carbonadas adicionadas foi o N-NH_4^+ que diminuiu com a adição de amido e com a adição de celulose e, por outro lado, aumentou com a adição de sacarose.

Para o composto C2 apenas a MO aumentou com a adição de qualquer uma das fontes carbonas, os restantes parâmetros diminuíram.

O composto com maiores oscilações entre as diferentes fontes carbonadas adicionadas foi o composto C3. A H e o Corg aumentaram enquanto a MO diminuiu, o N-NH_4^+ e o Ntotal aumentaram com a adição de amido e de sacarose e diminuíram com a adição de celulose, para a razão C/N a situação foi a inversa, os valores diminuíram com a adição de amido e de sacarose e aumentaram com a adição de celulose.

Ainda pela análise do quadro 21 concluímos que para todas as misturas a H sofreu uma diminuição do tempo zero dias para o tempo dez dias. O valor mais elevado registado no tempo zero foi 54,42% para C2+A e o valor mais elevado registado no tempo dez dias foi 43,33% para C1+S. Estatisticamente apenas C1+S e C2+A não diferem significativamente entre o tempo zero e o tempo dez dias. (Anexo I – análise descritiva de cada mistura). Para o tempo zero dias são se verificam diferenças significativas entre os compostos, para o tempo dez dias apenas o composto C1 apresenta diferenças significativas entre as diferentes fontes carbonadas (amido, celulose e sacarose).

Para a MO apenas a mistura C1+A difere significativamente entre o tempo zero e o tempo dez dias. Dentro do mesmo tempo (0 ou 10 dias) não se verificaram diferenças significativas. As misturas preparadas com o composto C2 apresentaram os maiores teores de MO.

Os teores mais elevados de Corg observam-se para o composto C2. É, interessante notar que para a fonte carbonada sacarose observam-se diferenças significativas entre o tempo zero e o tempo dez dias para todos os compostos relativamente ao Corg.

Com o amido verificam-se diferenças apenas para o composto C1 e para a celulose verificaram-se diferenças apenas para o composto C2. O que poderá indicar que apenas para estas misturas ocorreu uma intensa actividade microbiana originando a libertação de Corg na forma de CO_2 .

Para o N-NH_4^+ houve um aumento significativo no tempo para todas as misturas com excepção das misturas C1+S e C3+S em que houve uma diminuição significativa.

Verificam-se aumentos significativos para o Ntotal nas misturas C1+S, C2+C, C3+A e C3+C, os quais foram coincidentes para as diminuições significativas verificadas para a razão C/N, com excepção da mistura C2+C.

Ainda para a razão C/N também se verifica, aumentos significativos entre o tempo zero e o tempo dez dias para o caso das misturas C1+A, C1+S, C2+S, C3+A, C3+C e C3+S.

Como já foi referido a avaliação do grau de maturação do composto com base na relação C/N é bastante limitada; no entanto, a relação entre os dois elementos é bastante elevada no tempo dez dias chegando a atingir 31,03 para a mistura C2+C. (Anexo I – análise descritiva de cada mistura)

4.2. Avaliação da estabilidade dos compostos e das misturas com diferentes fontes carbonadas

Tal como referido a avaliação da estabilidade dos compostos e das suas misturas com diferentes fontes carbonadas foi realizada através da avaliação da temperatura durante o ensaio em vaso *Dewar*, da actividade respiratória (AT₄) e do teste Solvita®.

4.2.1. Teste em vaso *Dewar* (Auto Aquecimento)

Cada mistura C+CS+FS+FC (realizada em triplicado) foi colocada num vaso *Dewar* por um período de 10 dias. As leituras da temperatura foram registadas às 24, 36, 48, 72, 96, 120, 132, 156, 178, 190, 214, 238 horas após o período de incubação. Os resultados da evolução da temperatura durante o ensaio são apresentados na figura 13.

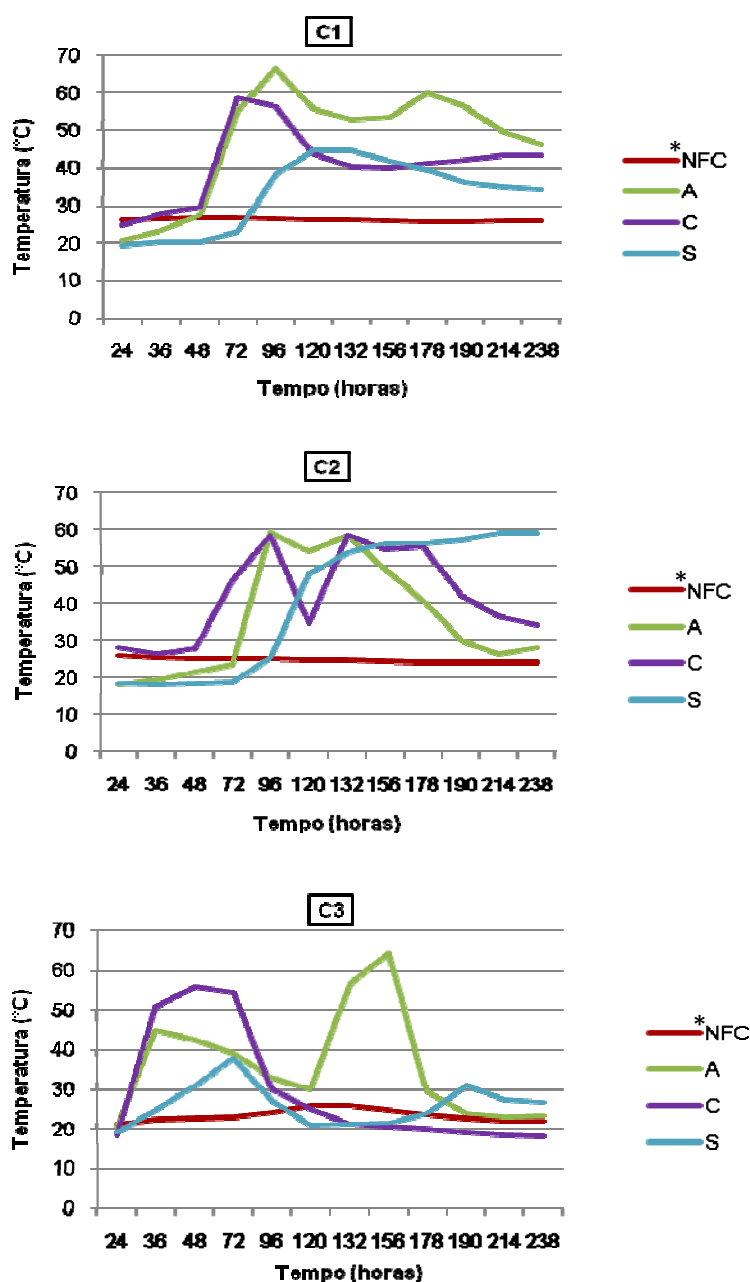


Figura 13: Evolução da temperatura média alcançada no teste realizado em vasos *Dewar* para os compostos utilizados e suas misturas com as fontes carbonadas (*NFC=Nenhuma Fonte de Carbono, A=Amido, C=Celulose e S=Sacarose).

A figura 13 apresenta a evolução da temperatura média registada ao longo dos 10 dias de ensaio para cada composto e sua mistura com as diferentes fontes carbonadas. Para o cálculo da temperatura média contribuiu as medições efectuadas nas 3 repetições.

Os compostos sem adição de fonte de carbono apresentam uma evolução de temperatura praticamente constante ao longo dos 10 dias, a temperatura média mínima varia entre 21 e 25 °C e a média máxima entre os 26 e 27 °C (Anexo II – análise descritiva da evolução da temperatura).

As misturas com a fonte carbonada amido (A) são as que apresentam as temperaturas médias mais elevadas, tendo sido para o composto C1 onde se verifica a temperatura máxima de 66,70 °C. Esta fonte carbonada (A) apresenta para todos os compostos dois picos de temperatura, embora tenham ocorrido em tempos diferentes e com diferentes temperaturas.

Analisando individualmente os compostos verificamos que em relação ao composto C1 houve um aumento da temperatura às 48 horas para a fonte carbonada amido e celulose. A sacarose teve um aumento mais lento de temperatura e atingiu temperaturas mais baixas. A temperatura máxima atingida para este açúcar foi de 44,70 °C enquanto para o amido foi de 66,70 °C e para a celulose 58,60 °C.

Em relação ao composto C2 é interessante verificar que para a mistura com fonte carbonada sacarose não ocorreu a diminuição da temperatura ao longo do período de ensaio apresentando às 238 horas uma temperatura de 58,95 °C (Anexo II – análise descritiva da evolução da temperatura), enquanto as temperaturas para as restantes misturas e para o composto variam entre 24 e 34 °C. É, ainda de notar que para a mistura com fonte carbonada celulose ocorre um pico invertido entre as 96 e as 132 horas, ou seja ocorreu um decréscimo da temperatura dos 58 °C para 34 °C e em seguida um retorno aos 58 °C.

Verificou-se para o composto C3 um aumento da temperatura bastante elevado para as misturas com a fonte carbonada amido e celulose no início do ensaio. Após o que ambas diminuem ao longo do período de ensaio; no entanto, para o amido verifica-se um novo aumento da temperatura às 120 h com uma temperatura máxima de 64,10 °C.

Para este composto a mistura com sacarose manteve uma evolução de temperatura baixa em que o maior pico foi de 38,17 °C ocorrido às 72 horas.

A análise global da evolução de temperatura ao longo do tempo para os compostos estudados com as diferentes fontes carbonadas mostra que a adição das fontes carbonadas amido e celulose às matrizes inicialmente estabilizadas, originam os maiores aumentos de temperatura, o que pode ser devido ao facto de nestes compostos estarem presentes populações microbianas mais especializadas para a degradação deste tipo de hidratos de carbono. No caso do açúcar sacarose o seu consumo ocorreu mais tarde para todos os compostos. Com efeito, no caso das misturas C1+S e C3+S verifica-se o aumento da temperatura mais tardio e com temperaturas máximas mais baixas quando comparadas com as ocorridas para as outras fontes de carbono (amido e celulose). No caso da mistura C2+S verifica-se, no final dos dez dias de ensaio, uma temperatura elevada; contudo este composto é produzido a partir de materiais diferentes dos utilizados para os compostos C1 e C3, o que poderá estar na origem desta diferença

4.2.2. Actividade Respiratória (AT₄)

Nas amostras de composto e suas misturas com as diferentes fontes carbonadas, que foram mantidas durante 10 dias nos vasos de *Dewar*, foi avaliada a actividade respiratória (AT₄) no início e no final do teste. Os resultados relativos à actividade respiratória ao fim de 4 dias são apresentados na figura 15, em que 15i) representa os resultados do teste AT₄ montado logo após a realização da mistura (zero dias) e ii) os resultados da AT₄ avaliada na mistura após o ensaio em vaso *Dewar* (dez dias).

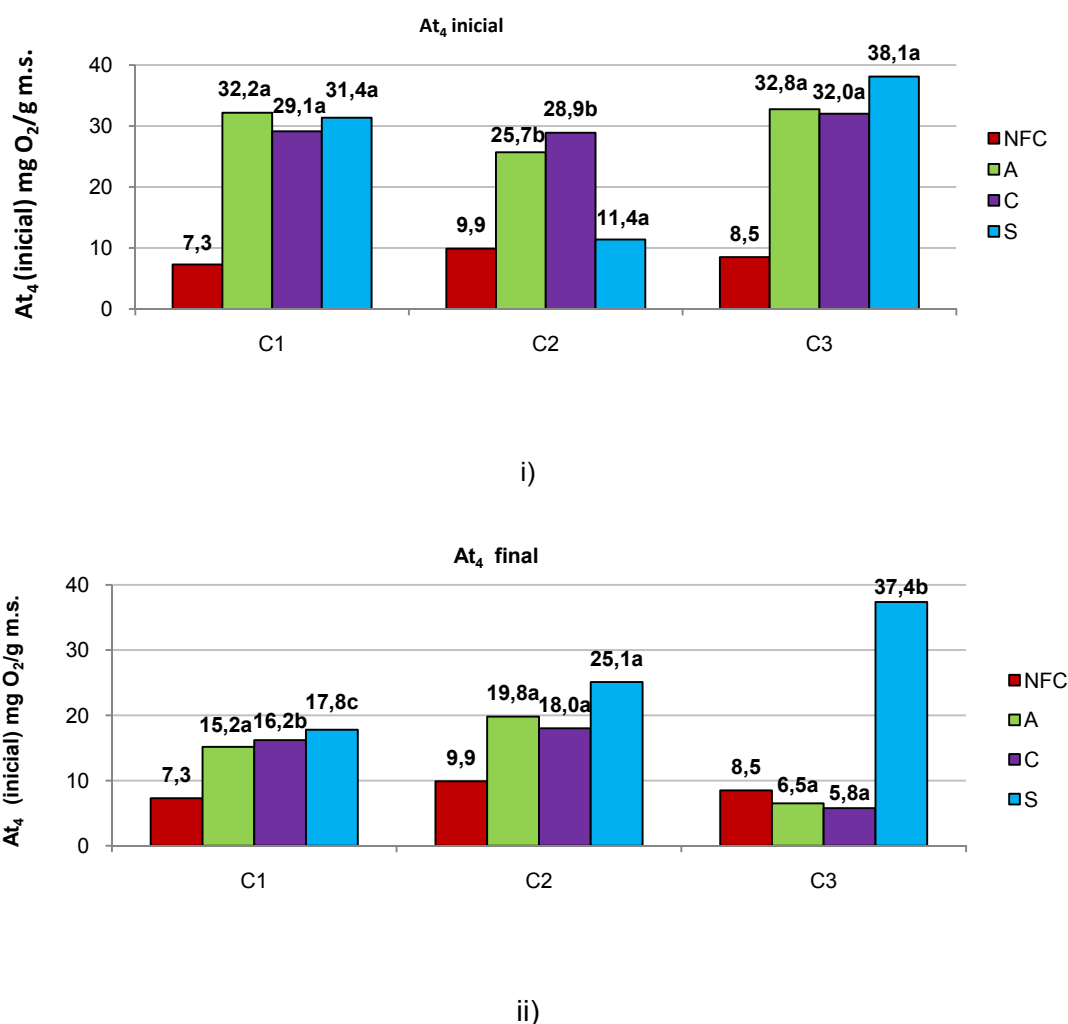


Figura 14: Actividade respiratória (AT₄) para os compostos utilizados e suas misturas com as fontes carbonadas. i) resultados do teste AT₄ montado logo após a realização da mistura (zero dias); ii) resultados do teste AT₄ o ensaio em vaso *dewar* (dez dias). (*As médias assinaladas com a mesma letra para o mesmo composto não apresentam diferenças significativas entre si)

Verificou-se apenas para a mistura C2+S um aumento da actividade respiratória após os 10 dias de ensaio nos vasos *Dewar*. O que é coincidente com o resultado verificado para a evolução da temperatura desta mistura (figura 13). As restantes misturas apresentaram uma diminuição da actividade respiratória no final do ensaio.

Os valores mais elevados correspondem à mistura C3+S tanto para os dois tempos de montagem do AT₄ (tempo zero dias e tempo dez dias), como é possível verificar na figura 14 i), cujo valor é de 38,66 mg O₂/g m.s. e na figura 14 ii) cujo valor é de 46,32 mg O₂/g m.s. (Anexo III).

A análise estatística entre os tempos forneceu um p-value=0,000 para as três fontes carbonadas (FC) adicionadas ao composto C1, o que significa que a AT₄ para as misturas do C1+FC_{zerodias} é significativamente diferente da AT₄ para as misturas do C1+FC_{dez dias}. No caso do composto C2 apenas se verificou um valor de p-value inferior a 0,05 para a mistura com a fonte carbonada sacarose. Mas verificou-se o oposto para as misturas com o composto C3, ou seja, neste caso apenas a mistura do composto C3 com a presença da sacarose não causou diferenças significativas no tempo.

4.2.3. Teste Solvita®

O teste Solvita® foi realizado também no tempo zero e no tempo dez dias de modo a verificar se ocorreram alterações durante o período de ensaio no vaso *Dewar*. Tal como indicado no manual de instruções do teste (Solvita®) a leitura foi feita ao fim de 4 horas de incubação no frasco do teste, mas foi ainda realizada uma leitura adicional às 24 horas, de modo a verificar se os resultados eram comparáveis com os outros testes realizados e se as 4 horas indicadas seriam suficientes para a indicação do estado de maturação de cada composto. Na figura 15i) são apresentados os resultados obtidos para as medições efectuadas no tempo zero e na figura 15ii) os resultados obtidos para as amostras recolhidas ao fim de 10 dias de ensaio nos vasos *Dewar*.

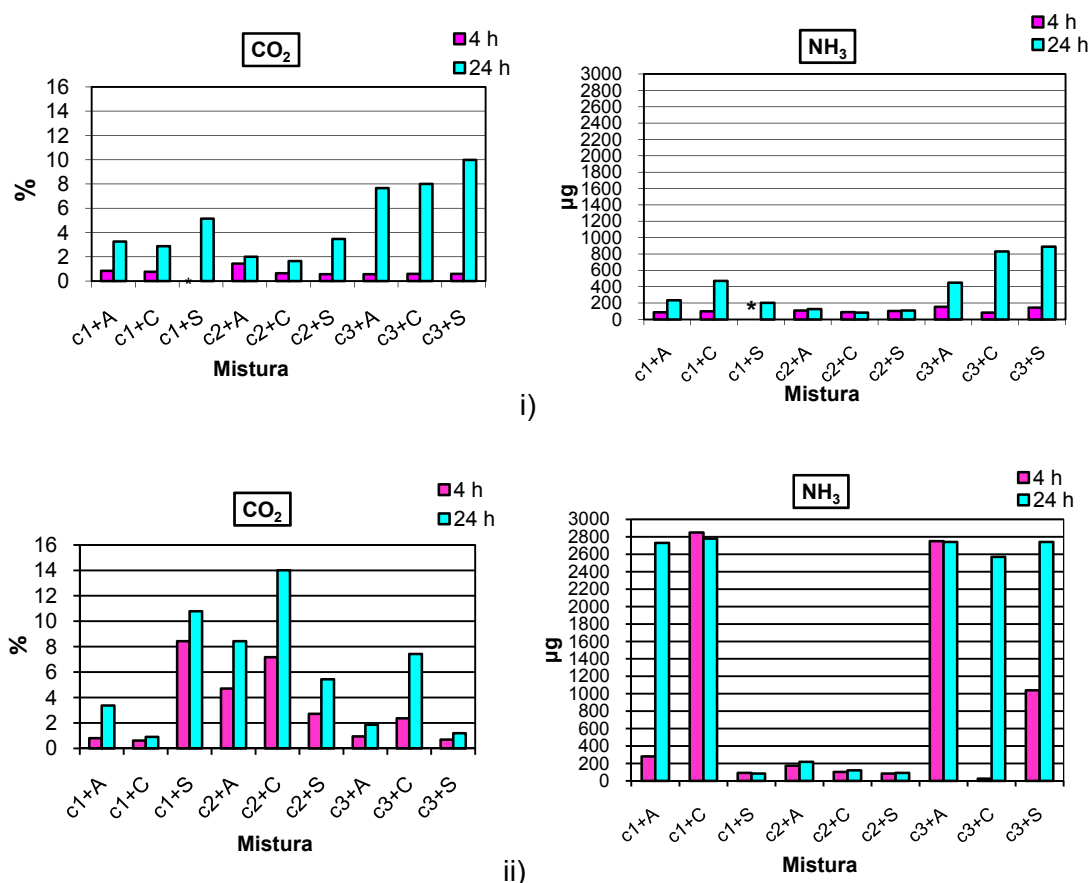


Figura 15: % de CO₂ e µg de NH₃ medidos através do teste Solvita® para os tempos de incubação no frasco Solvita® i) e ii) resultados obtidos para as medições efectuadas respectivamente no tempo zero e para as amostras recolhidas ao fim de 10 dias de ensaio nos vasos *Dewar*. (*Erro de leitura por falta de pilha).

Os valores de CO₂ e de NH₃ observados para o tempo zero de ensaio no vaso *Dewar* e leitura ao fim de 4 horas do teste Solvita® não variam substancialmente com a alteração da fonte carbonada. Para

o CO₂ a percentagem mais baixa foi de 0,57% para as misturas C2+S e C3+A e a mais alta foi de 1,44% para a mistura C2+A. No caso do amoníaco a medição mais baixa foi de 84 µg para C2+C e a mais alta 153 µg para C3+A. (Anexo III - Resultados experimentais relativos à figura 14)

No entanto, analisando a percentagem de CO₂, no composto C1 verificou-se um aumento médio de cerca de 2% entre a leitura às 4 horas e a leitura às 24 horas, para C2 o aumento médio foi de 1,48%, contudo, para C3 o aumento médio foi de 8%. Estes valores indicam que a amostra em estudo, 24 horas após o início do período de incubação, permanecia com actividade microbiológica sendo assim maior a percentagem de dióxido de carbono que ficava retida no frasco ao longo do tempo e consequentemente maior a leitura para o nível de dióxido de carbono. Tendo-se observado também um aumento para os valores de NH₃ às 24 horas para as misturas dos compostos C1, C2 e C3 com as diferentes fontes carbonadas utilizadas, à excepção da mistura C1+S (Anexo IV - Resultados experimentais relativos à figura 15).

No caso das amostras das misturas dos compostos com as diferentes fontes carbonadas recolhidas no final dos 10 dias do ensaio nos vasos *Dewar* verificou-se que ocorreu um aumento da % de CO₂ para: C1+S, C2+A, C2+C, C2+S em relação aos valores observados para as amostras no início do ensaio no vasos *Dewar*. Mas para estas amostras não se verificou um aumento do NH₃, tendo este ocorrido apenas para as restantes amostras.

4.2.4.Comparação entre os três métodos, Classes de Estabilidade e Índice de Maturação

Neste ponto irão ser analisadas as classes de estabilidades atribuídas a cada composto e sua mistura com as fontes carbonadas com base nos resultados obtidos para:

- Temperatura máxima alcançada ao fim de 10 dias nos ensaios realizados nos vasos *Dewar*, segundo o Documento “Especificações técnicas sobre qualidade e utilizações de composto”;
- Actividade respiratória ao fim de 4 dias de ensaio segundo “*Working Document on Biological treatment of biowaste 2nd Draft*”;
- Índice de maturação a partir dos resultados do teste Solvita®.

No quadro 22 são apresentados os valores obtidos em cada um dos três ensaios realizados bem como a respectiva classe de estabilidade para a temperatura máxima alcançada segundo o Documento “Especificações técnicas sobre qualidade e utilizações de composto” e o índice de maturação segundo o teste Solvita®, o qual é obtido através da intercepção entre o valor do índice de cor do CO₂ com o valor do índice de cor para o NH₃ (figura 11). O quadro 22 i) corresponde aos resultados observados no tempo zero dias e o quadro 22 ii) corresponde aos resultados observados após os 10 dias de ensaio em vaso *Dewar*.

Quadro 22: temperatura máxima média obtida no ensaio em vaso *Dewar* e respectiva classe de estabilidade; actividade respiratória por um período de 4 dias; índice de cor segundo teste Solvita® e respectivo índice de maturação. i) resultados obtidos logo após a realização da mistura (zero dias) ii) resultados obtidos após o ensaio em vaso *Dewar* (dez dias).

Mistura	Tmáx média (°C)	Classe de estabilidade	AT ₄ (mg O ₂ /g m.s.)	Solvita® (índice de cor)		Índice de Maturação	Solvita® (índice de cor)		Índice de Maturação
				4 horas			24 horas		
				CO ₂	NH ₃		CO ₂	NH ₃	
C1+A	69,87	I e II	32,18	6,66	4,98	7	3,9	3,98	4
C1+C	60,93	I e II	30,94	6,87	4,91	7	4,16	3,47	3
C1+S	45,40	III	31,37	6	5	6	2,96	4,19	3
C2+A	65,47	I e II	25,71	5,5	4,83	6	4,91	4,71	5
C2+C	65,53	I e II	28,91	7,23	4,96	7	5,3	5	5
C2+S	59,25	I e II	11,39	7,5	4,88	8	3,76	4,84	4
C3+A	70,43	I e II	32,77	7,5	4,53	8	2,14	3,49	1
C3+C	67,60	I e II	32,03	7,43	5	7	2,04	3,13	1
C3+S	51,90	I e II	38,13	7,41	4,6	7	1,6	3,08	1

i)

Mistura	Tmáx média (°C)	Classe de estabilidade	AT ₄ (mg O ₂ /g m.s.)	Solvita® (índice de cor)		Índice de Maturação	Solvita® (índice de cor)		Índice de Maturação
				4 horas			24 horas		
				CO ₂	NH ₃		CO ₂	NH ₃	
C1+A	69,87	I e II	15,2	6,76	1,3	3	3,81	1,37	1
C1+C	60,93	I e II	16,2	7,36	1,26	3	6,51	1,32	3
C1+S	45,40	III	17,8	1,92	4,94	2	1,43	5	1
C2+A	65,47	I e II	19,8	3,13	4,39	3	1,92	4,08	2
C2+C	65,53	I e II	18,0	2,28	4,87	2	0,9	4,75	1
C2+S	59,25	I e II	25,1	4,27	5	4	2,85	4,92	3
C3+A	70,43	I e II	6,5	6,43	1,35	2	5,05	1,36	1
C3+C	67,60	I e II	5,8	4,54	3,8	5	2,21	1,52	1
C3+S	51,90	I e II	37,4	7,09	2,94	6	5,97	1,4	2

ii)

Segundo o “*Working Document on Biological treatment of biowaste 2nd Draft*” um resíduo é considerado estável quando o valor de AT₄ é <10 mg O₂ g⁻¹ m.s., o que indica que apenas as misturas C3+A e C3+C dias são consideradas estabilizadas.

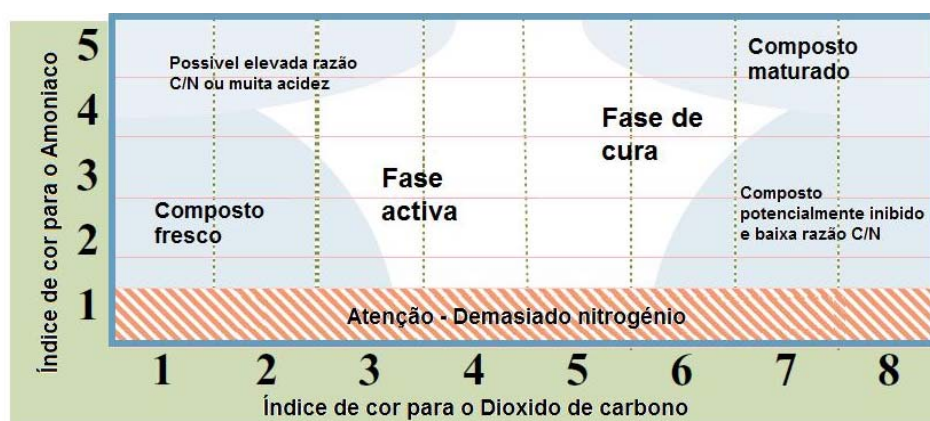


Figura 16: Estado de maturação do composto segundo o índice de maturação Solvita® (adaptado de Woods End Research Laboratory, Inc., 2000).

Ao relacionar o quadro 22 i) com a figura 16 verifica-se que a leitura efectuada 4 horas após o início do teste Solvita® indica que todas as misturas se encontram na zona que delimita a definição de composto maturado. Contudo, a leitura efectuada 24 horas após o início do teste indica que nenhuma

das misturas corresponde a um composto maturado, com efeito, todas as misturas realizadas com o composto C1 e C2 correspondem a um composto em fase de cura e as misturas realizadas com o composto C3 correspondem a um composto fresco.

Em relação ao quadro 22 ii) tanto a leitura efectuada após 4 horas como a leitura efectuada após 24 horas não insere nenhuma das misturas na categoria de composto maturado.

Nas leituras efectuadas 24 horas após o início do teste Solvita®, quer no tempo zero (quadro 22 i) como no tempo dez dias (quadro 22 ii), observam-se valores mais baixos do Índice de Maturação do que os obtidos para as leituras efectuadas ao fim de 4 horas. No entanto a leitura efectuada 4 horas após o início do período de incubação aproxima-se mais da leitura efectuada após 24 horas para a avaliação após o ensaio em vaso *Dewar* (tempo dez dias)

É ainda possível fazer corresponder o índice de maturação a uma classe de estabilidade através de uma tabela fornecida pelo "Woods End® Laboratories (figura 17).

Índice de maturação do solvita:	Fase do processo de compostagem:		D e w a r
8.	Inactivo, bastante maturado, tipo solo e sem limitações para uso.	Composto "acabado"	V
7.	Bem maturado, curado e com poucas limitações para uso.		
6.	Em fase de cura, necessidade de arejamento reduzida, composto pronto para empilhagem, requiere pouco manuseamento.	Fase de cura	
5.	O composto encontra-se em passagem para a fase activa.	Composto "activo"	IV
4.	O composto encontra-se moderadamente na fase activa da decomposição.	Muito activo	III
3.	Composto activo, mas ainda necessita de bastante manuseamento		II
2.	Muito activo, composto fresco em putrefacção, elevada taxa respiratória, necessita de muito arejamento e/ou reviramento.	Composto "fresco"	I
1.	Composto inicial fresco, extremamente elevada taxa de decomposição, em putrefacção material com elevado odor.		

Figura 17: Correlação entre o índice de maturação e a classe de estabilidade (adaptado de Woods End Research Laboratory, Inc., 2000).

As categorias do composto atribuídas a cada índice de maturação diferem das categorias atribuídas a diferentes temperaturas máximas alcançadas (quadro 12). As categorias atribuídas pelo teste solvita são mais específicas na medida em que englobam mais fases do processo de compostagem. De seguida no quadro 23 são apresentadas as classes de estabilidade correspondentes a cada mistura segundo o ensaio em vaso *Dewar* e segundo o teste Solvita® nas duas leituras efectuadas. O quadro 23 i) representa a aplicação do teste Solvita® antes do ensaio em vaso *Dewar* (tempo zero dias) e o

quadro 23 ii) representa a aplicação do teste Solvita® após o ensaio em vaso *Dewar* (tempo dez dias).

Quadro 23: Classe de estabilidade segundo *Dewar* e classe de estabilidade segundo Solvita® (leitura efectuada 4 horas após o início do teste e 24 horas após o início do teste) para cada mistura. i) resultados obtidos logo após a realização da mistura (zero dias) ii) resultados obtidos após o ensaio em vaso *Dewar* (dez dias)

Mistura zero dias	Classe de estabilidade segundo <i>Dewar</i>	Leitura após 4 horas	Leitura após 24 horas
		Classe de estabilidade segundo Solvita®	Classe de estabilidade segundo Solvita®
C1+A	I e II	V	III
C1+C	I e II	V	II
C1+S	III	V	II
C2+A	I e II	V	IV
C2+C	I e II	V	IV
C2+S	I e II	V	III
C3+A	I e II	V	I
C3+C	I e II	V	I
C3+S	I e II	V	I

i)

Mistura dez dias	Classe de estabilidade segundo <i>Dewar</i>	Leitura após 4 horas	Leitura após 24 horas
		Classe de estabilidade segundo Solvita®	Classe de estabilidade segundo Solvita®
C1+A	I e II	II	I
C1+C	I e II	II	II
C1+S	III	I	I
C2+A	I e II	II	I
C2+C	I e II	I	I
C2+S	I e II	III	II
C3+A	I e II	I	I
C3+C	I e II	IV	I
C3+S	I e II	V	I

ii)

Comparando a classificação segundo o *Dewar* com a classificação segundo o Solvita® para a leitura efectuada 4 horas após o início do teste é possível verificar que o ensaio em vaso *Dewar* é mais sensível na medida em que as misturas obtêm classificações mais baixas (composto menos maturados), enquanto o Solvita® atribui a classificação de “composto acabado” a todas as misturas tanto no tempo zero dias como no tempo dez dias.

O quadro 23 i) mostra que a classificação segundo o Solvita® para a leitura após 24 horas aproxima-se mais da classificação segundo o *Dewar* do que a classificação atribuída na leitura após 4 horas. Entre a classificação obtida pelo *Dewar* e a classificação obtida pelo Solvita® na leitura após 4 horas, nenhuma mistura se encontra na mesma categoria. Em relação à leitura do teste Solvita® após 24 horas as misturas C1+C, C3+A, C3+C e C3+S encontram-se na mesma categoria que a classificação segundo o *Dewar*. Entre as diferentes leituras para o teste Solvita® nenhuma mistura se encontra na mesma categoria do composto.

É interessante notar que na classificação segundo Solvita® para a leitura efectuada após 24 horas, no tempo zero foram as mistura com a matriz inicial C2 as classificadas em categorias mais elevadas em relação as restantes misturas

O quadro 23 ii) mostra que, a classificação entre o *Dewar* e o Solvita® lido, quer após 4 horas, quer após 24 horas é bastante semelhante. Tendo sido atribuída a classificação de composto maturado apenas para a mistura C3+S pelo Solvita® lido 4 horas após o início do período de incubação.

5. Conclusões

A análise dos compostos utilizados mostrou que apesar de se inserirem na categoria de composto estabilizado apresentam características físico-químicas e químicas diferentes que lhe conferem diferentes classificações relativamente ao grau de maturação.

Foi possível verificar que a adição de uma gordura animal, uma gordura vegetal e de uma fonte carbonada às matrizes inicialmente estabilizadas (compostos) causou alterações nos teores de carbono orgânico e do azoto total devidas à actividade microbiana. Consequentemente, verificaram-se alterações a nível da razão C/N, as quais não foram semelhantes aos valores que os compostos utilizados exibiam antes da adição das fontes de azoto e de carbono.

Relativamente, às fontes carbonadas adicionadas podemos concluir que em geral foi a fonte amido mais rapidamente consumida, pois foi onde se verificou uma diminuição da matéria orgânica, tendo sido significativa no caso da mistura C1+A, o que coincidiu com a temperatura elevada observada no ensaio realizado no vaso *Dewar* durante 10 dias, o que poderá estar relacionado com a presença de microrganismos adaptados a este tipo de substrato. Pensamos, ser um resultado muito interessante, especialmente no caso da utilização de materiais biodegradáveis para a cobertura do solo, como por exemplo os plásticos biodegradáveis (constituídos por amido). Este resultado parece indicar que a aplicação de compostos estabilizados aquando da incorporação dos materiais biodegradáveis (com amido) poderá promover a degradação mais rápida deste tipo de moléculas.

Os resultados obtidos para a estabilidade dos compostos com as fontes carbonadas mostrou relativamente às leituras efectuadas antes do ensaio em vaso *Dewar*, este teste é mais sensível, na medida em que as misturas obtêm classificações mais baixas (compostos menos estabilizados), e que estas classificações são diferentes segundo o Solvita® para a leitura efectuada 4 horas após o início do teste, pois segundo o teste Solvita® a classificação atribuída é de “composto acabado” para todas as misturas. Para este tempo (zero dias) a classificação segundo o Solvita® após 24 horas aproxima-se mais da classificação segundo o *Dewar*, o que parece indicar que o teste Solvita® deverá ser realizado com um maior tempo de incubação.

No entanto relativamente às leituras efectuadas após o ensaio em vaso *Dewar*, as classificações atribuídas a cada mistura são semelhantes entre o teste *Dewar* e o teste Solvita® para ambas as leituras (4 e 24 horas). O que parece indicar que quanto maior o intervalo de tempo entre a adição de substratos destabilizadores de uma matriz bio estabilizada e a avaliação do seu grau de estabilidade/maturação, maior é a semelhança de resultados entre os diferentes métodos.

Também para o teste AT₄ se verificaram diferenças para a classificação dos compostos com as fontes carbonadas, o que não se verificou para os compostos iniciais.

Finalmente, ao concluirmos este trabalho pensamos que os objectivos propostos foram alcançados, mas seria interessante testar a utilização de compostos com diferentes graus de estabilidade misturados com plásticos biodegradáveis (constituídos por amido) a fim de avaliar se o comportamento dessas misturas é ou não semelhante ao verificado para os compostos com adição de amido no presente trabalho.

6. Bibliografia

Adani, F., Confalonieri, R., Tambone, F. (2004). Dynamic Respiration Index as a Descriptor of the Biological Stability of Organic Wastes, *Journal of Environment Quality*, **33**: 1866–1876.

Adani, F., Ubbiali, C., Generini, P. (2005). The determination of biological stability of compost using the Dynamic Respiration Index: The results of experience after two years, *Waste Management*, **26** (2006) 41–48.

Adani, F., Genevini, P.L., Gasperi, F., Zorzi, G. (1997). Organic matter evolution index (OMEI) as a measure of composting efficiency. *Compost Science & Utilization*, **5**(2): 53-62 (*cit. Cunha Queda, 1999*).

Adani, F., Lozzi, P., Genevini, P. (2001). Determination of biological stability by oxygen uptake on municipal solid waste and derived products. *Compost Science & Utilization* **9** (2), 163–178 (*cit. Wagland et al., 2008*)

Adani, F., Ubbiali, C., Tambone, F., Scaglia, B., Centemero, M., Genevini, P.L. (2002). Static and dynamic respirometric indexes - Italian research and studies. *Biological treatment of biodegradable waste - technical aspects*, Brussels (*cit. Wagland et al., 2008*).

Anónimo (2008). Especificações técnicas sobre qualidade e utilizações do composto.

APA – Agência Portuguesa do Ambiente (2007). Capacidade de uso do solo. http://www.iamambiente.pt/atlas/est/index.jsp?zona=continente&grupo=&tema=c_cuso

APA – Agência Portuguesa do Ambiente (2008). Prevenção (redução) na produção de Resíduos – Dossier de Prevenção (redução) de Resíduos – Nível mais avançado. Amadora. <http://www.apambiente.pt/politicasambiente/Residuos/dossiers/Documents/prevencao/DossierTematicopEvensao - Nível mais avançado.doc>

APA – Agência Portuguesa do Ambiente (sem data). Caracterização da situação actual – 2009, http://www.apambiente.pt/politicasambiente/Residuos/gestaoresiduos/RU/Documents/Caracteriza%C3%A7%C3%A3o%20da%20situa%C3%A7%C3%A3o%20actual%20SGRU%2009_SET%202010%20SP.pdf

ASTM (1996). Standard test for determining the stability of compost by measuring oxygen consumption (*cit. Wagland et al., 2008*).

Azevedo, R.T. (2003). Tecnologias de Tratamento de Águas Residuais Urbanas. Disponível em: http://naturlink.sapo.pt/article.aspx?menuid=6&exmenuid=76&bl=1&cid=22511&viewall=true#Go_1

Bancessi, A. (2009). Valorização agronómica/energética de lamas de ETAR: Estudo do caso da ETAR de Beirolas. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Instituto Superior de Agronomia-UTL, Lisboa.

Batista J., Batista E. (2007). *Compostagem – Utilização de compostos em Horticultura*, Angra do Heroísmo.

Bengston, G.W., Cornette, J.J. (1973). Disposal of composted municipal solid waste in a plantation of young slash pine: effects on soils and trees. *Journal of Environmental Quality*, **2**: 441-444 (cit. Gonçalves, 1999).

Bernal, M.P., Navarro, A.F., Roig, A., Cegarra, J., Garcia, D. (1996). Carbon and nitrogen transformations during composting of sweet sorghum bagasse. *Biology and Fertility of Soils*, **22**: 141-148 (cit. Cunha Queda, 1999).

Binner, E., Zach, A. (1999a). Laboratory tests describing the biological reactivity of pretreated residual wastes. In: *Proceedings of ORBIT 99 Organic Recovery and Biological Treatment*. Rhombos-Verlag, Weimar. (cit. Wagland et al., 2008).

Binner, E., Zach, A., Lechner, P. (1999b). Test methods describing the biological reactivity of pretreated residual wastes. In: *Proceedings Sardinia* (1999), Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy (cit. Wagland et al., 2008).

Botelho da Costa, J. (1979). *Caracterização e constituição do solo*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.

Brito, L.M.C.M. (2005). *Manual de compostagem*. Escola Superior Agrária de Ponte de Lima, Instituto Politécnico de Viana do Castelo (cit. Teodoro, 2006).

Brito, L.M.C.M., Mourão, I. (2005). *Dinâmica do azoto na compostagem e após aplicação dos compostos ao solo*. Escola Superior Agrária de Ponte de Lima, Instituto Politécnico de Viana do Castelo (cit. Faustino, 2006).

Candeias, M. (2008). *Gestão de lamas de depuração – Urbanas e de composição similar*. Relatório temático. MAOTDR-IAOT, Lisboa.

Cárdenas, R.R., Wang, L.K. (1980). Composting process. In: *Handbook of Environmental Engineering*, Vol II. The Human Press, New York: 269-327

Castaldi, P., Garau, G., Melis, P. (2007). Maturity assessment of compost from municipal solid waste through the study of enzyme activities and water-soluble fractions. *Waste Management*, **28** (2008) 534–540.

Changa, C.M., Wang, P., Watson, M.E., Hoitink, H.A.J., Michel Jr., F.C. (2003). Assessment of the reliability of a commercial maturity test kit for composted manures. *Compost Science & Utilization* **11** (2), 125–143 (cit. Wagland et al., 2008).

Chen, Y., e Inbar, Y. (1993). Chemical and spectroscopical analyses of organic matter transformations during composting in relation to compost maturity. In: *Science and Engineering of Composting: design, environmental, microbiological and utilization aspects*. H.A.J. Hoitink, H.M. Keener. (Eds), Renaissance Publications, Worthington (cit. Gonçalves, 1999).

Ciavatta, C., Govi, M., Pasotti, L., Sequi, P. (1993a). Changes in organic matter during stabilization of compost from municipal solid wastes. *Bioresource Technology*, **43**: 141-145 (cit. Cunha Queda, 1999).

Ciavatta, C., Vittori Antisari, L., Sequi, P. (1988). A first approach to the characterization of the presence of humified materials in organic fertilizers. *Agrochimica*, **32** (5-6): 510-517 (*cit.* Cunha Queda, 1999).

Cordovil, C. (2003). *Previsão da disponibilidade de azoto para as plantas a partir da mineralização de resíduos orgânicos aplicados ao solo*. Dissertação de Doutoramento em Engenharia Agronómica, Instituto Superior de Agronomia-UTL, Lisboa.

Cortellini, L., Toderi, G., Baldini, G., Nasini, A. (1996). Effect on the content of organic matter, nitrogen, phosphorus and heavy metals in soil and plants after the application of compost and sewage sludge. In: European commission International Symposium "*The Science of Composting*". M. de Bertoldi, P. Sequi, B. Lemmes, T. Papi (Eds). Blackie Academic & Professional. London (*cit.* Gonçalves, 1999).

Costa (1991). Resíduos Sólidos Urbanos: *Manejo y Utilización*. CSIC. Murcia (*cit.* Viveiros, 2005).

Cunha Queda (2002). Microbiological and chemical characterization of composts at different levels of maturity, with evaluation of phytotoxicity and enzymatic activities. In: *Microbiology of Composting*, H. Insam, N. Riddech, S. Klammer (Eds), Springer-Verlag, Berlin (*cit.* Cintra, 2003).

Cunha Queda, C. (1999). *Dinâmica do azoto durante a compostagem de materiais biológicos putrescíveis*. Dissertação de Doutoramento em Engenharia Agro-Industrial, Instituto Superior de Agronomia-UTL, Lisboa.

Cunha Queda, C. (2008). *Origem, características e propriedades dos resíduos sólidos*. DQAA – Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.

Danylo, N. (2009). *Estudo de Avaliação e Optimização do Potencial de Biogás de Lamas Mistas da ETAR de Chelas*. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Instituto Superior de Agronomia-UTL, Lisboa.

Day, M., Shaw, K. (2001). Biological, chemical, and physical processes of composting. In: *Compost utilization in horticultural cropping systems*, P.J. Stoffela, B.A. Kahn (Eds.), Lewis Publishers, Boca Raton, FL (US) (*cit.* Faustino, 2006).

De Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A. (1982a). Ecologia microbica del compostaggio. *Annals of Microbiology*, **32**: 121-135 (*cit.* Cunha Queda, 1999).

Dias, J.C.S. (2004). Guia de boas práticas. Aplicação de Lamas na Agricultura. Lisboa. *Reciclamas Multigestão Ambiental*, S.A., Lisboa. 159 Pp (*cit.* Bancesi, 2009).

EGF (2006). *Projecto de tratamento, valorização e destino final dos resíduos sólidos urbanos da ERSUC*. ERSUC-Resíduos do Centro, SA.

Erhart, E., Burian, K. (1997). Evaluating quality and suppressiveness of Austrian biowaste composts. *Compost Science & Utilization*, **5**(3): 15-24 (*cit.* Cunha Queda, 1999).

Estrada, J., Sana, J., Cequiel, R.M., Cruanas, R. (1987). Application of a new method for CEC determination as a compost maturity index. In: *Compost: production, quality and use*. M. De Bertoldi,

M.P. Ferranti, P. L'Hermite, F. Zucconi, F. (Eds), Elsevier Applied Science Publishers Ltd. (cit. Cunha Queda, 1999).

Faustino, A. (2006). *Compostagem de resíduos putrescíveis*. Relatório de trabalho de fim de curso de Engenharia Agro-Industrial, Instituto Superior de Agronomia-UTL, Lisboa.

Forster, J.C., Zech, W., Wurdinger, E. (1993). Comparison of chemical and microbiological methods for the characterization of the maturity of composts from contrasting sources. *Biology & Fertility of Soils*, **16**: 93-99 (cit. Cunha Queda, 1999).

Frost, D., Toth, B., Hoitink, H. (1992). Compost stability. *BioCycle*, **32**(11): 62-66 (cit. Cunha Queda, 1999).

Giordano (1992). CORINE (European Community information system on the state of the environment and natural resources) *Soil Erosion Risk and Important Land Resources in the Southern Regions of the European Community*. An assessment to evaluate and map distribution of land quality and soil erosion risk. Ed. Commission of the European Communities (cit. Cordovil, 2003).

Giusquiani, P.L.; Maruchini, C.; Businelli, M. (1988) Chemical Properties of soils amended with compost of urban waste. *Plant and Soil*, **109**: 73-78 (cit. Gonçalves, 1999).

Godley, A., Lewin, K., Frederickson, J., Smith, R., Blakey, N. (2007). Application of DR4 and BM100 biodegradability tests to treated and untreated organic wastes. In: *Proceedings Sardinia, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy (cit. Wagland et al, 2008)

Godley, A., Muller, W., Frederickson, J., Barker, H. (2005). Comparison of the SRI and DR4 biodegradation test methods for assessing the biodegradability of untreated and MBT treated municipal solid waste. In: *Proceedings of the International Symposium MBT(2005)*, Hanover, Germany (cit. Wagland et al., 2008).

Golueke, C.G. (1981b). Principles of biological resource recovery. *BioCycle*, **22**(4): 36-40 (cit. Cunha Queda, 1999).

Gomes, M. (2003). *Avaliação da qualidade de produtos provenientes da compostagem da fracção orgânica de RSU através de testes biológicos*. Relatório de trabalho de fim de curso de Engenharia Agronómica, Instituto Superior de Agronomia-UTL, Lisboa.

Gomez, R.B., Vazquez Lima, F., Gordillo Bolasell, M.A., Gea, T., Sanchez Ferrer, A. (2005). Respirometric assays at fixed and process temperatures to monitor composting process. *Bioresource Technology* **96** (10), 1153–1159 (cit. Wagland et al, 2008)

Gonçalves, M. (1999). *Gestão e tratamento de resíduos sólidos urbanos. Sua valorização para fins agrícolas pelo método de compostagem*. Dissertação de Doutoramento em Engenharia Agronómica, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.

Gonçalves, M. (2005). *Gestão de Resíduos Orgânicos*. SPI – Sociedade Portuguesa de Inovação, Porto.

Harada, Y., Inoko, A. (1980a). The measurement of the cation-exchange capacity of composts for the estimation of the degree of maturity. *Soil Science & Plant Nutrition*, **26**: 127-134 (cit. Cunha Queda, 1999 e Gonçalves, 1999).

Harada, Y., Inoko, A. (1980b). Relationship between cation-exchange capacity and degree of maturity of city refuse composts. *Soil Science & Plant Nutrition*, **26**: 353-362 (cit. Cunha Queda, 1999).

Harada, Y., Inoko, A., Tadaki, M., Izawa, T. (1981). Maturing process of city refuse composts during piling. *Soil Science & Plant Nutrition*, **27**: 357-364 (cit. Cunha Queda, 1999 e Gonçalves, 1999).

Harries, C.R., Cross, C.J., Smith, R. (2001). Development of a biochemical methane potential (BMP) test and application to testing of municipal solid waste samples. In: *Proceedings of the Eighth International Landfill Symposium*, pp. 579–588 (cit. Wagland *et al*, 2008).

He, X.T., Traiana, S.J., Logan, T.J. (1992). Chemical properties of municipal solid waste composts. *Journal of Environmental Quality*, **21**: 318-329 (cit. Cunha Queda, 1999).

Hirai, M., Chanyasak, V., Kubota, H. (1983). A standard measurement for compost maturity. *BioCycle*, **24**: 54-56 (cit. Cunha Queda, 1999).

Hoitink, H.A.J., Kuter, G.A. (1984). Role of composts in suppression of soil borne plant pathogens of ornamental plants. *BioCycle*, **25**: 40-42 (cit. Cunha Queda, 1999).

Hortenstine, C.C.; Rothwell, D.F. (1968). Garbage compost as a source of plant nutrients for oats and radishes. *Compost Science*, **9**: 23-25 (cit. Gonçalves, 1999).

Hue, N.V., Liu, J. (1995). Predicting compost stability. *Compost Science & Utilization*, **3**(2): 8-15 (cit. Cunha Queda, 1999).

Iannotti, D.A., Pang, T., Toth, B.L., Elwell, D.L., Keener, H.M., Hoitink, H.A.J. (1993). A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compost Science & Utilization*, **1**(3): 52-65 (cit. Cunha Queda, 1999 e Adani *et al*, 2005).

Inbar, Y., Chen, Y., Hadar, Y., Hoitink, H.A.J. (1990b). News approaches to compost maturity. *BioCycle*, December: 64-69 (cit. Cunha Queda, 1999).

Inbar, Y., Chen, Y., Hoitink, H. (1993). Properties for establishing standards for utilization of composts in container media. In: *Science and engineering of composting: design, environmental, microbiological and utilization aspects*. H.A.J. Hoitink, H.M. Keener (Eds), Renaissance Publications, Worthington (cit. Cunha Queda, 1999).

INE - Instituto Nacional de Estatística (2010). Gestão de Resíduos em Portugal – 2004 – 2009. Disponível em: http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_destaques&DESTAQUESdest_boui=91317867&DESTAQUESmodo=2

Jeris, J.S., Regan, R.W. (1973a). Controlling environmental parameters for optimum composting, Part I. *Compost Science*, **14**: 10-15 (cit. Cunha Queda, 1999).

- Jiménez, E.I., Pérez García, V. (1989). Evaluation of city Refuse compost maturity: a review. *Biological Wastes*, **27**: 115-142 (*cit. Cunha Queda, 1999*).
- Jiménez, E.I., Pérez García, V. (1992). Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **38**: 331-343 (*cit. Cunha Queda, 1999*).
- Kelly, R.J., Shearer, B.D., Kim, J., Goldsmith, C.D., Hater, G.R., Novak, J.T. (2006). Relationships between analytical methods utilized as tools in the evaluation of landfill waste stability. *Waste Management* **26** (12), 1349–1356 (*cit. Wagland et al, 2008*).
- Koenig, A., Bari, Q.H. (2000). Application of self-heating test for indirect estimation of respirometric activity of compost: theory and practice. *Compost Science & Utilization* **8** (2), 99–107 (*cit. Wagland et al, 2008*).
- LAGA - MERKBLATT M 10 (1995). Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost. Müll-Handbuch Lfg. 5/95, Kennziffer 6856, Ed. Erich Schmidt Verlag, Berlin (*cit. Cunha Queda, 1999*).
- Lasaridi, K.E., Stentiford, E.I. (1998). A simple respirometric technique for assessing compost stability. *Water Research* **32** (12), 3717–3723 (*cit. Wagland et al., 2008*).
- Mahimairaja (1993). Absorption of ammonia in solubilizing phosphate rock. *Compost Science & Utilization*, Premier Issue, 101-112 (*cit. Gonçalves, 1999*).
- Marthur, S. P. (1991). Composting Processes. In: *Bioconversion of Waste Materials to industrial Products*. A.M. Martin (Ed) Elsevier Applied Science (*cit. Batista e Batista, 2007*).
- Morais, C. (2003). *Evolução da estabilidade e da maturação durante o armazenamento de produtos obtidos a partir da compostagem da fracção orgânica de resíduos sólidos urbanos*. Relatório de trabalho de fim de curso de Engenharia Ambiental, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Moré (1987). Control analític de la qualitat del compost i estudi de la seva maturació. *Experiences amb el compost. Estudis i Monografies*, **12**. Diputació de Barcelona. Servei del Medi Ambient. Barcelona (*cit. Gonçalves, 1999*).
- Moreno, J., L. (1996). *La materia orgánica en los agrosistemas*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación e Mundi-Prensa (Co-eds.), Madrid (*cit. Viveiros, 2005*).
- Mustin, M. (1987). *Le Compost: gestion de la matière organique*. Ed. François Dubusq, Paris (*cit. Gonçalves, 2005*).
- Owen, W.F., Stuckey, D.C., Healy, J.B., Young, L.Y., McCarty, P.L. (1979). Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. *Water Research* **13** (6), 485–492 (*cit. Wagland et al, 2008*).
- Pagga, U., Beimborn, D.B. (1993) Anaerobic biodegradation test for organic compounds. *Chemosphere* **27** (8), 1499–1509 (*cit. Wagland et al, 2008*).
- Paletski, W.T., Young, J.C. (1995). Stability measurement of biosolid compost by aerobic respiration. *Compost Science & Utilization* **3** (2), 16–24 (*cit. Wagland et al., 2008*).

- Poincelot, R.P. (1974). A scientific examination of the principles and practice of composting. *Compost Science*, **15**: 24-31 (*cit.* Cunha Queda, 1999).
- Poincelot, R.P. (1975) *The biochemistry and methodology of composting*. The Connecticut Agricultural Experimental Station, New Haven, Bull. **754**, September (*cit.* Cunha Queda, 1999).
- Quelhas dos Santos, J. (1996). *Fertilização – Fundamentos da Utilização dos adubos e Correctivos*. Publicações Europa – América, Mem Martins, Portugal (*cit.* Santos, 2007).
- Regan, R.W., Jeris, J.S. (1970). A review of the decomposition of cellulose and refuse. *Compost Science*, **11**: 17-20 (*cit.* Cunha Queda, 1999).
- Richard, D., Zimmerman, R. (1995). Respiration rate — reheating potential: a comparison of measures of compost stability. *Compost Science & Utilization*, **3**(2): 74-79 (*cit.* Cunha Queda, 1999).
- Roletto, E., Chiono, R., Barberis, R. (1985b). Investigation on humic matter from decomposition poplar bark. *Agricultural Wastes*, **12**: 261-272 (*cit.* Cunha Queda, 1999).
- Saharinen, M.H. (1998). Evaluation of changes in CEC during composting. *Compost Science & Utilization*, **6**(4): 29-37 (*cit.* Cunha Queda, 1999).
- Santos, J.L.D. (2007). *Caracterização físico-química e biológica em diferentes laboratórios de produtos obtidos a partir da compostagem de resíduos orgânicos biodegradáveis*. Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada. Departamento de Zoologia e Antropologia, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto.
- Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Riffaldi, R. (1988). Maturity evaluation of organic waste. *BioCycle*, **6**(4): 29-37 (*cit.* Cunha Queda, 1999).
- Schnitzer, M. (1991). Soil organic matter – the next 75 years. *Soil Science*, **15**(1) (*cit.* Moreno, 1996).
- Sequi, P., De Nobili, M., Leita, L., Cercignani, G. (1986). A new index of humification. *Agrochimica*, **30**(1-2): 175-179 (*cit.* Cunha Queda, 1999).
- Shelton, D.R., Tiedje, J.M. (1984). General method for determining anaerobic biodegradation potential. *Applied and Environmental Microbiology* **47** (4),850–857 (*cit.* Wagland et al., 2008).
- Silva, F. (2008). *Gestão de Resíduos Urbanos - evolução e tendências futuras*. Divisão de Resíduos Urbanos Departamento de Operações de Gestão de Resíduos. Ed. APA.
- Silva, M.C., Pinto, C.F., Silva, A.E., Pereira, M.L., Quental, L.N. (2000). *Compostagem em Portugal* (*cit.* Faustino, 2006).
- Stentiford, E.I. (1989). Aspetti igienico-sanitari del compostaggio. In: *Simposio Internazionale Produzione de Impiego del compost*. San Michele all'Adige. Trento, Itália (*cit.* Cunha Queda, 1999).
- Stevenson, F.J. (1982). *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. Wiley-Interscience, New York.

Stratton, M.L., Rechcigl, J.E. (1998). Organic mulches, wood products and composts as soil amendements and conditioners. In: Handbook of soil conditioners. A. Wallace, R.E. Terry (Eds), Marcel Dekker, Inc. New York (*cit.* Gonçalves, 1999).

Tchobanoglous, G. (1991). Wastewater Engineering - Treatment, Disposal and Reuse. 3rd ed./revista por George Tchobanoglous e Frank Burton, Metcalf & Eddy, Inc., McGraw- Hill International Editions (*cit.* Vieira de Sousa, 2005).

Teodoro, A. (2006). *Obtenção de produtos compostados de elevada qualidade para utilização em agricultura biológica*. Relatório do trabalho de fim de curso em Engenharia do Ambiente, Ramo de gestão ambiental, Instituto Superior de agronomia – UTL, Lisboa.

Terman, G.L., Mays, O.A. (1973). Utilization of municipal solid waste compost: research results at Muscle Shoals, Alabama. *Compost Science*, **14**: 18-21 (*cit.* Gonçalves, 1999).

Terman, G.L., Soileau, J.M., Allen, S.E. (1973). Municipal solid waste: effects on crop yields and nutrient content in greenhouse pot experiments. *Journal of Environmental Quality*, **1**: 161-164 (*cit.* Gonçalves, 1999).

Urbano Terrón, P. (1988). *Tratado de Fitotecnica general*. Ed. Mundi-Prensa (*cit.* Moreno, 1996).

Vallini, G. (1995a). Compost. In: *Dizionario dell'ambiente*, G.Gamba, G. Martignetti (Eds), ISEDI, UTET Libreria, Torino (*cit.* Cunha Queda, 1999).

Varenes, A. (2003). *Produtividade dos solos e ambiente*. Escolar editora, Lisboa.

Vargas-García, M., Suárez-Estrella, F., López, M., Moreno, J. (2007). Effect of inoculation in composting processes: Modifications in lignocellulosic fraction. *Chemosphere*, **68**(2007): 368–374.

Vieira de Sousa, R. (2005). *Estratégias de gestão de lamas das estações de tratamento de águas Residuais (ETAR). Extorsão de lamas para aplicação na agricultura*. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente, Faculdade de Engenharia, Porto.

Wagland, S., Tyrrel, S., Godley A., Smith, R. (2008). Test methods to aid in the evaluation of the diversion of biodegradable municipal waste (BMW) from landfill. *Waste Management* **29**(09): 1218–1226.

Weppen, P. (2002). Determining compost maturity: evaluation of analytical properties. *Compost Science & Utilization*, **10** (1): 6-15 (*cit.* Wagland *et al.*, 2008).

Wiley, J.S. (1962). Pathogen survival in composting municipal wastes. *Journal Water Pollution Control*, **34**(1) (*cit.* Haug, 1980).

Wong, J., Mak, K., Chan, N., Lam, A., Fang, M., Zhou, L., Wu, Q., Liao, X. (2000) Co-composting of soybean residues and leaves in Hong Kong. *Bioresource Technology* 99-106.

Woods and End Research Laboratory (2000). Interpretation of waste & compost tests. *Journal of the woods & research laboratory*. Disponível em: woodsend.org/compost.pt (*cit.* Gomes, 2003).

Woods End® Laboratories, Inc. - solvita@woodsend.org. Disponível em: solvita.com

Zmora-Nahum, S., Markovitcha, O., Tarchitzkyb, J., Chen, Y. (2005). Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology & Biochemistry*, **37**(2005): 2109-2116.

Zuconni, F., Monaco, A.; Forte, M.; Bertoldi, M. (1985). *Composting of Agricultural and other wastes*. Ed. Elsevier Applied Science, Londres (*cit.* Gonçalves, 2005).

ANEXOS

ANEXO I: Análise descritiva de cada mistura C+CS+FS+FC

a) Tempo zero dias

Parâmetros	Composto	FC	Média	Dp	Erro	Intervalo de confiança a 95%		Min.	Máx.
						Límite inf.	Límite sup.		
Humidade (%)	C1	A	42,69	0,64	0,37	41,11	44,27	42,25	43,42
		C	42,71	1,78	1,02	38,30	47,12	41,08	44,60
		S	44,27	0,97	0,56	41,87	46,67	43,32	45,25
	C2	A	46,76	6,64	3,83	30,27	63,25	42,80	54,42
		C	42,12	0,23	0,13	41,54	42,69	41,85	42,27
		S	41,28	0,74	0,43	39,44	43,11	40,48	41,93
	C3	A	43,52	1,33	0,77	40,21	46,83	42,28	44,93
		C	43,19	1,89	1,09	38,49	47,89	42,02	45,38
		S	43,46	1,13	0,65	40,67	46,26	42,42	44,66
Matéria orgânica (% m.s.)	C1	A	51,35	1,83	1,06	46,81	55,89	50,29	53,46
		C	51,77	1,20	0,69	48,79	54,74	50,66	53,04
		S	47,28	6,75	3,90	30,51	64,05	39,77	52,85
	C2	A	86,40	1,56	0,90	82,54	90,27	84,65	87,64
		C	82,90	6,19	3,57	67,53	98,28	75,76	86,62
		S	87,27	0,25	0,14	86,66	87,89	87,09	87,56
	C3	A	64,04	2,30	1,33	58,32	69,77	62,54	66,70
		C	64,10	3,06	1,76	56,51	71,69	61,40	67,42
		S	63,03	0,13	0,08	62,70	63,35	62,87	63,10
Carbono orgânico (%)	C1	A	29,73	1,24	0,71	26,66	32,80	28,46	30,93
		C	26,16	2,72	1,57	19,40	32,91	23,41	28,85
		S	27,94	0,33	0,19	27,13	28,75	27,70	28,31
	C2	A	45,39	0,94	0,54	43,06	47,72	44,37	46,22
		C	40,89	0,53	0,30	39,59	42,20	40,31	41,33
		S	42,40	2,32	1,34	36,65	48,15	39,73	43,86
	C3	A	27,00	5,13	2,96	14,27	39,73	22,58	32,62
		C	32,27	0,62	0,36	30,74	33,80	31,56	32,64
		S	8,22	0,40	0,23	7,22	9,22	7,89	8,67
N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹ na m.s.)	C1	A	1155,40	111,38	64,31	878,71	1432,08	1063,54	1279,28
		C	1200,80	56,16	32,42	1061,33	1340,34	1135,99	1233,26
		S	2678,30	184,15	106,32	2220,82	3135,72	2493,58	2861,87
	C2	A	114,17	17,20	9,93	71,44	156,90	95,09	128,49
		C	207,07	18,48	10,67	161,16	252,97	186,64	222,62
		S	109,32	6,58	3,80	92,96	125,67	102,00	114,76
	C3	A	3441,00	48,79	28,17	3319,81	3562,23	3402,12	3495,77
		C	1655,30	56,25	32,48	1515,56	1795,05	1611,05	1718,61
		S	3586,10	137,87	79,60	3243,61	3928,57	3426,90	3665,69
Azoto total (% m.s.)	C1	A	2,32	0,17	0,10	1,90	2,74	2,19	2,51
		C	2,40	0,01	0,01	2,37	2,44	2,39	2,42
		S	2,20	0,09	0,05	1,97	2,44	2,10	2,27
	C2	A	2,58	0,29	0,17	1,86	3,31	2,25	2,82
		C	2,51	0,11	0,06	2,24	2,78	2,41	2,63
		S	2,87	0,02	0,01	2,82	2,91	2,86	2,88
	C3	A	3,28	0,09	0,05	3,07	3,50	3,20	3,37
		C	2,71	0,22	0,13	2,16	3,26	2,45	2,84
		S	3,18	0,18	0,10	2,73	3,62	3,06	3,38
Razão C/N	C1	A	12,84	0,69	0,40	11,12	14,56	12,31	13,62
		C	10,88	1,14	0,66	8,06	13,71	9,78	12,05
		S	12,70	0,71	0,41	10,95	14,46	12,21	13,51
	C2	A	25,71	3,58	2,07	16,81	34,61	23,35	29,83
		C	28,91	4,21	2,43	18,44	39,38	25,72	33,69
		S	11,39	1,30	0,75	8,17	14,60	9,99	12,55
	C3	A	8,21	1,40	0,81	4,72	11,69	6,88	9,68
		C	11,98	1,15	0,67	9,12	14,84	11,17	13,30
		S	2,59	0,20	0,12	2,08	3,10	2,39	2,80

m.s. – valores referidos à matéria seca

Número de casos = 3

ANEXO I (continuação): Análise descritiva de cada mistura C+CS+FS+FC

b) Tempo dez dias

Parâmetros	Composto	FC	Média	Dp	Erro	Intervalo de confiança a 95%		Min.	Máx.
						Limite inf.	Limite sup.		
Humidade (%)	C1	A	34,02	0,73	0,42	32,21	35,84	33,19	34,56
		C	37,88	1,86	1,08	33,25	42,51	36,14	39,85
		S	43,33	1,00	0,58	40,84	45,81	42,43	44,40
	C2	A	36,58	7,04	4,07	19,08	54,08	29,05	43,01
		C	38,63	1,16	0,67	35,74	41,52	37,58	39,88
		S	37,87	2,34	1,35	32,04	43,69	35,18	39,47
	C3	A	36,58	7,04	4,07	19,08	54,08	29,05	43,01
		C	38,63	1,16	0,67	35,74	41,52	37,58	39,88
		S	37,87	2,34	1,35	32,04	43,69	35,18	39,47
Matéria orgânica (% m.s.)	C1	A	45,85	0,79	0,46	43,88	47,81	45,26	46,75
		C	70,53	37,26	21,51	-22,02	163,08	48,09	113,53
		S	52,73	7,25	4,19	34,71	70,75	47,89	61,07
	C2	A	84,91	1,74	1,00	80,59	89,22	83,35	86,78
		C	85,82	0,18	0,10	85,38	86,25	85,63	85,97
		S	85,92	2,17	1,25	80,52	91,31	83,53	87,78
	C3	A	84,91	1,74	1,00	80,59	89,22	83,35	86,78
		C	85,82	0,18	0,10	85,38	86,25	85,63	85,97
		S	85,92	2,17	1,25	80,52	91,31	83,53	87,78
Carbono orgânico (%)	C1	A	21,88	1,47	0,85	18,23	25,53	20,61	23,49
		C	21,82	1,95	1,13	16,97	26,67	20,56	24,07
		S	27,65	1,37	0,79	24,25	31,05	26,64	29,21
	C2	A	42,73	3,48	2,01	34,09	51,37	39,43	46,36
		C	41,00	2,36	1,37	35,13	46,87	38,27	42,37
		S	40,31	3,02	1,75	32,80	47,82	36,84	42,35
	C3	A	42,73	3,48	2,01	34,09	51,37	39,43	46,36
		C	41,00	2,36	1,37	35,13	46,87	38,27	42,37
		S	40,31	3,02	1,75	32,80	47,82	36,84	42,35
N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹ na m.s)	C1	A	3326,50	398,10	229,84	2337,56	4315,44	2866,89	3563,51
		C	3377,60	81,02	46,78	3176,33	3578,86	3300,26	3461,86
		S	1021,70	121,03	69,88	721,04	1322,36	921,23	1156,07
	C2	A	2733,00	619,64	357,75	1193,70	4272,22	2286,16	3440,33
		C	4422,90	1030,82	595,15	1862,16	6983,56	3328,62	5375,65
		S	1238,00	91,75	52,97	1010,04	1465,90	1168,02	1341,86
	C3	A	2733,00	619,64	357,75	1193,70	4272,22	2286,16	3440,33
		C	4422,90	1030,82	595,15	1862,16	6983,56	3328,62	5375,65
		S	1238,00	91,75	52,97	1010,04	1465,90	1168,02	1341,86
Azoto total (% m.s.)	C1	A	2,48	0,05	0,03	2,36	2,60	2,43	2,53
		C	2,45	0,16	0,09	2,05	2,84	2,29	2,61
		S	2,76	0,06	0,03	2,62	2,90	2,72	2,82
	C2	A	2,77	0,22	0,13	2,23	3,32	2,54	2,97
		C	2,77	0,10	0,06	2,52	3,02	2,70	2,89
		S	2,87	0,01	0,01	2,84	2,90	2,86	2,88
	C3	A	2,77	0,22	0,13	2,23	3,32	2,54	2,97
		C	2,77	0,10	0,06	2,52	3,02	2,70	2,89
		S	2,87	0,01	0,01	2,84	2,90	2,86	2,88
Razão C/N	C1	A	18,48	0,65	0,38	16,86	20,10	18,01	19,23
		C	28,30	13,15	7,59	-4,36	60,95	20,45	43,47
		S	19,09	2,22	1,28	13,57	24,62	17,54	21,64
	C2	A	30,73	2,63	1,52	24,21	37,26	28,07	33,33
		C	31,03	1,18	0,68	28,11	33,95	29,68	31,81
		S	29,97	0,87	0,50	27,81	32,14	29,00	30,69
	C3	A	22,69	3,95	2,28	12,87	32,50	18,21	25,68
		C	18,02	5,75	3,32	3,74	32,29	11,39	21,63
		S	25,13	1,68	0,97	20,96	29,29	23,84	27,02

m.s. – valores referidos à matéria seca

Número de casos = 3

ANEXO II: Resultados experimentais relativos à figura 13

a) Evolução da temperatura por um período de 10 dias

Tempo (horas)	C1				C2				C3			
	NFC	A	C	S	NFC	A	C	S	NFC	A	C	S
24	26,30	20,50	24,80	19,47	25,90	18,07	27,97	18,35	21,10	20,60	18,53	19,07
36	26,70	23,40	27,77	20,13	25,40	19,30	26,37	18,15	22,40	44,83	50,70	24,67
48	27,10	27,50	29,60	20,27	25,10	21,40	27,73	18,35	22,50	42,50	55,87	30,83
72	27,10	55,17	58,60	23,03	25,10	23,57	46,30	18,65	23,00	39,37	54,47	38,17
96	26,60	66,70	56,37	38,17	25,00	59,27	58,43	25,25	24,10	33,07	29,90	27,10
120	26,30	55,70	43,70	44,73	24,60	53,93	34,70	48,00	25,90	30,07	25,10	20,80
132	26,30	52,80	40,40	44,57	24,60	58,37	58,40	53,75	26,00	56,67	21,03	21,23
156	25,90	53,57	39,97	41,87	24,40	49,33	54,57	56,35	24,70	64,10	20,60	21,47
178	25,60	59,90	41,37	39,40	23,90	40,97	55,27	56,35	23,50	29,40	19,87	23,73
190	25,70	56,23	42,20	36,20	23,90	29,97	42,10	57,05	22,50	23,70	19,03	30,87
214	25,90	49,50	43,47	34,90	24,00	26,10	36,63	59,05	21,90	22,77	18,50	27,27
238	25,90	46,07	43,43	34,27	24,00	28,03	33,93	58,95	21,90	23,30	18,03	26,83
Tmáx	28,60	69,87	60,93	45,40	28,60	65,47	65,53	59,25	26,10	70,43	67,60	51,90

b) Análise descritiva da evolução da temperatura

	Min.	Máx.	Média	Dp
C1	25,60	27,10	26,28	0,51
C1+A	20,50	66,70	47,26	15,09
C1+C	24,80	58,60	40,98	10,16
C1+S	19,50	44,70	33,09	9,74
C2	23,90	25,90	24,66	0,65
C2+A	18,07	59,27	35,69	15,76
C2+C	26,37	58,43	41,87	12,37
C2+S	18,15	59,05	40,69	18,79
C3	21,10	26,00	23,29	1,58
C3+A	20,60	64,10	35,88	14,01
C3+C	18,00	55,90	29,30	15,13
C3+S	19,10	38,20	26,01	5,43

ANEXO III: Resultados experimentais relativos à figura 14

		At ₄			
Composto	FC	Zero dias	Média (Dp)	Dez dias	Média (Dp)
C1	NFC	7,3			
	A	31,90	32,18(±1,14)	15,33	15,26(±0,17)
		33,44		15,38	
		31,20		15,07	
	C	31,58	30,94(±1,10)	15,75	16,20(±0,49)
		31,56		16,13	
		29,67		16,72	
	S	30,84	31,37(±0,54)	18,14	17,80(±0,32)
		31,93		17,52	
		31,35		17,74	
C2	NFC	9,9			
	A	23,95	25,71(±3,58)	18,21	22,69(±3,95)
		23,35		24,18	
		29,83		25,68	
	C	25,72	28,91(±4,21)	11,39	18,02(±5,75)
		27,32		21,03	
		33,69		21,63	
	S	12,55	11,39(±1,30)	24,52	25,13(±1,68)
		9,99		27,02	
		11,62		23,84	
C3	NFC	8,5			
	A	35,16	32,77(±2,07)	7,83	8,89(±0,92)
		31,52		9,41	
		31,63		9,44	
	C	37,09	32,03(±4,44)	6,16	5,76(±0,54)
		30,19		5,15	
		28,82		5,97	
	S	38,01	38,13(±0,49)	41,20	37,36(±11,38)
		37,72		24,56	
		38,66		46,32	

ANEXO IV: Resultados experimentais relativos à figura 15

a) Resultados obtidos para as medições efectuadas logo após a realização da mistura

	Solvita® (leitura DCR)							
	Zero dias							
	Após 4h				Após 24h			
	CO₂		NH₃		CO₂		NH₃	
Mistura	Índice de cor	%	Índice de cor	µg	Índice de cor	%	Índice de cor	µg
C1+A	6,66	0,85	4,98	87	3,9	3,26	3,98	233
C1+C	6,87	0,77	4,91	98	4,16	2,88	3,47	470
C1+S	*6	*	*5	*	2,96	5,15	4,19	203
C2+A	5,5	1,44	4,83	109	4,91	2	4,71	127
C2+C	7,23	0,65	4,96	90	5,3	1,65	5	84
C2+S	7,5	0,57	4,88	102	3,76	3,47	4,84	108
C3+A	7,5	0,57	4,53	153	2,14	7,66	3,49	450
C3+C	7,43	0,59	5	84	2,04	8,01	3,13	830
C3+S	7,41	0,6	4,6	143	1,6	9,98	3,08	890

*Ocorreu um erro de leitura no aparelho DCR, pelo que, só foi feita a leitura visual do índice de cor para o CO₂ e para o NH₃, com base na paleta de cores fornecida pelo teste Solvita® para a medição da taxa de CO₂ versus diminuição do nível de O₂ (figura 9) e para a ocorrência do processo de amonificação (figura 10), respectivamente.

b) Resultados obtidos para as medições efectuadas após o ensaio em vaso *Dewar*

	Solvita® (leitura DCR)							
	Dez dias							
	Após 4h				Após 24h			
	CO₂		NH₃		CO₂		NH₃	
Mistura	Índice de cor	%	Índice de cor	µg	Índice de cor	%	Índice de cor	µg
C1+A	6,76	0,81	1,3	281	3,81	3,37	1,37	2730
C1+C	7,36	0,61	1,26	2850	6,51	0,91	1,32	2780
C1+S	1,92	8,43	4,94	93	1,43	10,79	5	84
C2+A	3,13	4,71	4,39	174	1,92	8,43	4,08	219
C2+C	2,28	7,17	4,87	103	0,9	14,01	4,75	121
C2+S	4,27	2,72	5	84	2,85	5,43	4,92	92
C3+A	6,43	0,94	1,35	2750	5,05	1,86	1,36	2740
C3+C	4,54	2,37	3,8	26	2,21	7,43	1,52	2570
C3+S	7,09	0,69	2,94	1040	5,97	1,19	1,4	2740